

TESIS DOCTORAL

HIDROGEOLOGÍA DEL BAJO GUADALHORCE Y DE LOS HUMEDALES DE SU DESEMBOCADURA



José Manuel Nieto López

Programa de Doctorado en Diversidad Biológica y Medio Ambiente
Facultad de Ciencias
Universidad de Málaga

Dirigida por: **Bartolomé Andreo Navarro**

Año 2020



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

TESIS DOCTORAL

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Programa de Doctorado en Diversidad Biológica y Medio Ambiente

Facultad de Ciencias



Hidrogeología del Bajo Guadalhorce y de los humedales de su desembocadura



Autor: José Manuel Nieto López

Director: Bartolomé Andreo Navarro

Año 2020


CEHYUMA
CENTRO DE HIDROGEOLOGÍA
DE LA UNIVERSIDAD DE MÁLAGA



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA



AUTOR: José Manuel Nieto López

 <http://orcid.org/0000-0002-2596-6368>

EDITA: Publicaciones y Divulgación Científica. Universidad de Málaga



Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada 4.0 Internacional:

<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/legalcode>

Cualquier parte de esta obra se puede reproducir sin autorización
pero con el reconocimiento y atribución de los autores.

No se puede hacer uso comercial de la obra y no se puede alterar, transformar o hacer obras derivadas.

Esta Tesis Doctoral está depositada en el Repositorio Institucional de la Universidad de Málaga (RIUMA): riuma.uma.es



Foto de cubierta:

Vista de la laguna Río Viejo, en el Paraje Natural “Desembocadura del Guadalhorce” (Málaga), en mayo de 2016.

Autor: José Manuel Nieto López

Foto de portada:

Vista aérea de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce (Málaga), en febrero de 2018.

Autor: Antonio Lope Morales González



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA



Escuela de Doctorado

DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y ORIGINALIDAD DE LA TESIS PRESENTADA PARA OBTENER EL TÍTULO DE DOCTOR

D./Dña JOSÉ MANUEL NIETO LÓPEZ

Estudiante del programa de doctorado DIVERSIDAD BIOLÓGICA Y MEDIO AMBIENTE de la Universidad de Málaga, autor/a de la tesis, presentada para la obtención del título de doctor por la Universidad de Málaga, titulada: HIDROGEOLOGÍA DEL BAJO GUADALHORCE Y DE LOS HUMEDALES DE SU DESEMBOCADURA

Realizada bajo la tutorización de BARTOLOMÉ ANDREO NAVARRO y dirección de BARTOLOMÉ ANDREO NAVARRO (si tuviera varios directores deberá hacer constar el nombre de todos)

DECLARO QUE:

La tesis presentada es una obra original que no infringe los derechos de propiedad intelectual ni los derechos de propiedad industrial u otros, conforme al ordenamiento jurídico vigente (Real Decreto Legislativo 1/1996, de 12 de abril, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Propiedad Intelectual, regularizando, aclarando y armonizando las disposiciones legales vigentes sobre la materia), modificado por la Ley 2/2019, de 1 de marzo.

Igualmente asumo, ante a la Universidad de Málaga y ante cualquier otra instancia, la responsabilidad que pudiera derivarse en caso de plagio de contenidos en la tesis presentada, conforme al ordenamiento jurídico vigente.

En Málaga, a 26 de OCTUBRE de 2020

Fdo.: JOSÉ MANUEL NIETO LÓPEZ



EFQM AENOR



Edificio Pabellón de Gobierno. Campus El Ejido.
29071
Tel.: 952 13 10 28 / 952 13 14 61 / 952 13 71 10
E-mail: doctorado@uma.es







UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Programa de Doctorado en Diversidad Biológica y Medio Ambiente



Hidrogeología del Bajo Guadalhorce y de los humedales de su desembocadura

Memoria presentada por el Graduado en Ciencias
Ambientales José Manuel Nieto López, para optar
al Grado de Doctor con Mención Internacional por
la Universidad de Málaga

V.ºB.º El Director:

Fdo. José Manuel Nieto López

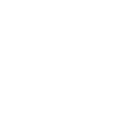
Fdo. Bartolomé Andreo Navarro

Catedrático de Geodinámica Externa
Departamento de Ecología y Geología
Centro de Hidrogeología
Universidad de Málaga

Málaga, 29 de noviembre de 2020

V







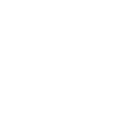
BARTOLOMÉ ANDREO NAVARRO, Catedrático de Geodinámica Externa de la Universidad de Málaga,

CERTIFICA:

Que la presente memoria, titulada “*Hidrogeología del Bajo Guadalhorce y de los humedales de su desembocadura*” ha sido realizada bajo su dirección por **D. José Manuel Nieto López**, que cumple, a su juicio, los requisitos necesarios para la defensa pública de cara a la obtención del grado de Doctor con Mención Internacional y que las publicaciones que avalan la tesis no han sido utilizadas en tesis anteriores.

Lo que firma, a los efectos oportunos, en Málaga, a 29 de noviembre de 2020.

Fdo. Bartolomé Andreo Navarro





UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA



Esta tesis doctoral ha sido realizada en el seno del Grupo de Investigación RNM-308 de la Junta de Andalucía “Grupo de Hidrogeología de la Universidad de Málaga”, en el Departamento de Ecología y Geología de la Universidad de Málaga y en el Centro de Hidrogeología de la Universidad de Málaga (CEHIUMA).

La presente tesis doctoral se ha llevado a cabo en el marco del proyecto “Restauración hidrológica de humedales en el Paraje Natural de la Desembocadura del río Guadalhorce (Málaga) con aguas residuales depuradas de la depuradora municipal de Málaga”, financiado por la Fundación Coca-Cola (Atlanta, EE.UU.) y el doctorando ha disfrutado de un contrato de investigador asociado al mismo.



X





A todos los que forman parte de mi vida





AGRADECIMIENTOS

Para mí, este trabajo supone un gran paso en la formación que comencé en 2010, cuando, tras muchas idas y venidas, inicié mis estudios del Grado en Ciencias Ambientales en la Universidad de Málaga. Sin embargo, habría sido literalmente imposible llevarlo a cabo sin la ayuda y cooperación de muchas personas.

Me gustaría mostrar mi agradecimiento, en primer lugar, al director de mi investigación, el profesor Bartolomé Andreo Navarro, que me dio la oportunidad de realizar la tesis doctoral en el seno del Centro de Hidrogeología de la Universidad de Málaga (CEHIUMA). Gracias a sus consejos y críticas durante este periodo, he podido crecer como profesional e investigador.

El profesor Matías Mudarra Martínez también merece un agradecimiento especial, ya que me ha ayudado y acompañado desde los primeros pasos de esta investigación, allá por 2013, tanto en lo que respecta a instalación de equipos en campo como a multitud de consultas.

Agradezco los consejos y ayuda prestados por otros profesores del área de Geodinámica Externa de la Universidad de Málaga (Francisco Carrasco Cantos e Iñaki Vadillo Pérez). No puedo olvidar la buena acogida de otros miembros del equipo de investigación, como Manuel Argamasilla, Damián Sánchez, David Rizo, Cristina Liñán y Ana Isabel Marín, con algunos de los cuales, además, he podido disfrutar de jornadas de campo muy agradables.

Un espacio muy especial lo ocupan el resto de los amigos y amigas, a la par que compañeros, del CEHIUMA: Jorge Prieto Mera, Beatriz de la Torre Martínez, José Manuel Gil Márquez, José Francisco Martín Rodríguez, Javier Martín Arias, María Jesús Civantos y Juan Antonio Barberá Fornell. A todos ellos les pertenece una parte de esta tesis doctoral, porque sin su colaboración, en cuanto a trabajos de campo, laboratorio y gabinete, hubiese sido imposible llevar esto a buen puerto. Gracias a todos.

También quiero agradecer a otras personas que han pasado por el CEHIUMA su ayuda en mis investigaciones, como son Antonio Lope Morales González, Marianna Mazzei e Israel Moreno.

Como parte de mi formación predoctoral tuve la inmensa suerte de realizar una estancia de investigación con el Dr. Donald Rosenberry en el centro del *U.S. Geological Survey* -USGS- (Servicio Geológico de los Estados Unidos) ubicado en Lakewood (CO). Mi

agradecimiento hacia él es muy grande, ya que contribuyó a mi formación en materia de humedales y, literalmente, me abrió las puertas de su casa. También me gustaría dar las gracias a otros investigadores del USGS que me ayudaron en algún momento, durante y después de mi estancia: Richard Webb, Lauren Hay, William Battaglin y David Stannard.

Agradezco al Dr. Luis Linares Girela, miembro de la Academia Malagueña de las Ciencias, por poner a disposición de la investigación todos los conocimientos sobre el Bajo Guadalhorce que posee y que han contribuido a mejorar en gran medida la calidad de este manuscrito. Asimismo, quiero dar las gracias a Carolina Guardiola Albert, investigadora del Instituto Geológico y Minero de España, por su gran colaboración y ayuda en los modelos de flujo con *Modelmuse*.

También agradezco la colaboración y ayuda de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo sostenible de la Junta de Andalucía y de la Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía en esta investigación. Esto se ha llevado a cabo gracias a la cooperación de Manuel Rendón Martos, José Miguel Ramírez González, Antonio Tamayo y Amador Díaz Podadera. Además, ha sido inestimable la ayuda de Ramón Román en lo concerniente al desarrollo del proyecto de reutilización de aguas residuales. Muchas gracias.

Merecen mi agradecimiento las instituciones, empresas y propietarios que han colaborado en esta investigación de forma desinteresada: Ayuntamientos de Málaga, Cártama y Pízarra, EMASA, AENA, Hidralia, Aqualia, Parador de Málaga Golf, Le Reuge Gorge, Juana o Cresi, entre otros.

Quiero agradecer a mis padres y a mi hermano su apoyo, ya que han estado siempre ayudándome y facilitándome las cosas para poder centrarme en esta investigación. Asimismo, doy las gracias también a todos mis amigos, que han sido -sin duda- un grandísimo apoyo. Deseo expresar mi agradecimiento a Paloma, ya que me acompañó y me ayudó a llevar de la mejor manera posible todos estos años.

Finalmente, debo mencionar que esta investigación ha sido financiada por el proyecto “Restauración hidrológica de humedales en el Paraje Natural de la Desembocadura del río Guadalhorce (Málaga) con aguas residuales depuradas de la depuradora municipal de Málaga”, financiado por la Fundación Coca-Cola (Atlanta, EE.UU.). Agradezco a Susana Pliego, a Ana Gascón y a Peter Easton el apoyo que han dado a esta investigación. La tesis doctoral es una contribución al Grupo de Investigación RNM-308 de la Junta de Andalucía.

RESUMEN

En la presente tesis doctoral se ha desarrollado una investigación hidrogeológica en los acuíferos detríticos plio-cuaternarios del Bajo Guadalhorce y en los humedales existentes en la desembocadura del río Guadalhorce (Málaga, SE España).

El acuífero superior plioceno está formado por arenas y gravas intercaladas en un potente relleno de margas, mientras que los sedimentos cuaternarios, formados por arenas, gravas, limos y arcillas, se sitúan sobre ellos. En esta área, además, existen zonas húmedas, como las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce, que se encuentran en un área intensamente afectada por cambios en los usos del suelo.

Este trabajo pretende mejorar la definición de los límites y la geometría de los acuíferos cuaternario y superior plioceno de la masa de agua subterránea del Bajo Guadalhorce, realizar la caracterización hidrodinámica e hidroquímica de las aguas subterráneas de dichos acuíferos, llevar a cabo un modelo de flujo de las aguas subterráneas del acuífero cuaternario que permita mejorar la gestión del agua en la cuenca, caracterizar el funcionamiento hidrogeológico de los humedales del Paraje Natural de la desembocadura del Guadalhorce y estudiar la capacidad adicional de depuración de las aguas mediante la restauración de humedales. Para ello se ha realizado una monitorización y recopilación de datos climatológicos, hidrológicos e hidrogeológicos, consistentes estos dos últimos en la toma de muestras de agua, tanto de humedales, ríos y aguas subterráneas, como en la medición de variaciones de altura de lámina de agua –en cuerpos de agua superficiales- y de cotas piezométricas –en pozos, sondeos y piezómetros-. Las muestras de agua han sido analizadas para determinar su composición química e isotópica, y en algunos casos metales pesados, pesticidas y contaminantes emergentes.

Los resultados de esta investigación ponen de manifiesto la existencia de una conexión hidrogeológica entre los acuíferos cuaternario y superior plioceno, aunque este último se encuentra confinado entre margas pliocenas hacia el sector costero. Asimismo, se confirma el buen aislamiento que estos materiales de baja

permeabilidad aportan al agua subterránea, ya que presenta valores de mineralización menores que en el acuífero cuaternario suprayacente, en el cual se han detectado altas concentraciones de nitratos en toda su extensión, así como una elevada salinización en el sector de la desembocadura del río. Se ha deducido que esta alta mineralización puede tener su origen en las obras de encauzamiento del río Guadalhorce, que provocaron una alteración de la hidrodinámica de la desembocadura y propiciaron una mayor interacción del mar Mediterráneo con el resto de masas de agua, superficiales y subterráneas, tal y como ponen de manifiesto los mapas de isopiezas, las evoluciones piezométricas y las variaciones espacio-temporales de la mineralización de las aguas.

La modelización hidrogeológica del acuífero aluvial cuaternario del Bajo Guadalhorce ha permitido obtener niveles piezométricos que, con una serie de recarga adaptada a las predicciones de Cambio Climático, puede permitir la simulación de dichos niveles en el futuro. Adicionalmente, este modelo podría servir de partida de otro de más detalle, centrado en el área de los humedales, para poder modelizar íntegramente todos los sistemas hidrológicos existentes.

Se ha comprobado que las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce, de hidroperiodo permanente, presentan una estacionalidad muy marcada, influenciada por las precipitaciones y la evapotranspiración, así como una relación muy estrecha con las aguas subterráneas del acuífero cuaternario -influenciada también por las mareas del mar Mediterráneo-, que constituyen un elemento clave en el balance hidrológico de estos humedales. Se ha constatado el impacto del encauzamiento del río Guadalhorce sobre los sistemas abióticos y bióticos, que ha supuesto un cambio significativo en la hidrología superficial y subterránea y, por tanto, en la flora y fauna asociadas.

Finalmente, se ha puesto de manifiesto que la restauración de humedales con aguas residuales depuradas es un gran aliciente para promover la reutilización de éstas al tiempo que la regeneración de los primeros. Los resultados del proyecto de restauración llevado a cabo muestran reducciones generalizadas en la concentración de nutrientes y de *Escherichia coli*, además de generar un aporte considerable de servicios ecosistémicos, y por tanto de capital natural, para la sociedad del entorno.

ABSTRACT

This Ph.D. Dissertation consists in a hydrogeological research about the Bajo Guadalhorce Plio-Quaternary detrital aquifers and the wetlands of the Guadalhorce River Mouth, located in Málaga (SE Spain).

Historically, high groundwater withdrawal and water quality issues (marine intrusion, salinization induced by high salinity irrigation, contamination, etc.) have existed in the Bajo Guadalhorce Valley. Its extension goes from the Gaitanes' Gorge, in the municipality of Álora (Málaga province) -northwest-, to the Mediterranean Sea -east-. To the north, it limits with the Málaga Mountains and, to the south, with the Mijas Range. Agricultural development has been very high in this valley, so most of its surface is currently cultivated with citric crops, mainly, but in the last years a change in land use is taking place: from traditional agricultural use to urban settlement and building of entertainment areas or infrastructures, as the extension of the Málaga airport or the Guadalhorce River channelization.

This research tries to accomplish some goals: to improve the limits and geometry definition of the Quaternary and Pliocene aquifers located in the Bajo Guadalhorce basin; to carry out the hydrodynamic and hydrochemical characterization of groundwater in these aquifers, because they are used for irrigation and urban supplying; to make a groundwater flow model of the Quaternary aquifer, which would optimize the previous models and would help to improve water management; to characterize the hydrogeological functioning of the wetlands located in the Guadalhorce River mouth; and to study the capability of restored wetlands in this area to additionally treat water. To do this, it has been necessary to monitor and to compile climatological, hydrological and hydrogeological data, as well as to take water samples in wetlands, rivers and groundwater. Also, water stage measuring -in surface water bodies- and potentiometric head -in wells and piezometers- has been done. Water samples have been analyzed to determine their chemical and isotopic composition, as well as heavy metals, pesticides and emerging compounds (most of them pharmaceutical and cosmetic).

Mediterranean climate is the predominant in the study area, which is characterized by warm summers and temperate winters, when rainfalls usually take place, as well as in the autumn. Average precipitation was 583 mm/year between the 1961/62-2016/17 hydrological years and the wettest year was 2009/10, with a recorded average value of 1.008 mm. On the other hand, the driest year was 1998/99 -279 mm rainfall-. Precipitation is spatially distributed from southwest -higher values- to northeast -lower values-.

Several aquifers exist in the Bajo Guadalhorce sedimentary basin: the shallower Quaternary (unconfined) aquifer is composed of alluvial sediments (gravels, sands, silts and clays) that crop out over 115 km² in extension. It is the most recent geological formation of the Málaga sedimentary basin. The underlying rocks are Upper Miocene calcareous sandstones and conglomerates at the bottom, and above these Pliocene conglomerates (confined aquifer), marl and sand layers, which can be more than 400 m thick. The interbedded sandy layers (<20 m thick), act as semi-confined aquifers.

On the surface, the study area presents the typical relief of a river valley, within the Guadalhorce River flows in a NO-SE direction towards the Mediterranean Sea. Altitude values vary between 0 and 100 m a.s.l., having an average slope lower than 5%. Guadalhorce Delta Wetlands are located in the coastline, but some natural wetlands still exist in the area, as the Los Prados Wetland, whose hydrogeological functioning is related to the Pliocene sediments where it is located.

The Guadalhorce River sediment transportation, jointly with the sand contribution induced by coastal dynamics, make frequent silting of some of the arms of the Guadalhorce River in its mouth -sometimes both arms-, which has hydrological consequences.

The Guadalhorce river receives water from different tributaries as the Grande, Pereilas, Fahala and Campanillas Rivers. Guadalhorce River's flow regime depends on rainfall and has an average flowrate of 12 m³/s, reaching maximum values of 1.200 m³/s when heavy rains occur.

Chemical composition of surface waters is dependent on the geological characteristics of the area and the human activities. Samples taken in this research

have permitted to observe that Grande and Pereilas Rivers, as well as the Breña Creek, show calcium and magnesium-calcium bicarbonate facies, due to the carbonate nature of the sourcing materials, as well as to the low influence of anthropic influence. However, Casarabonela Creek and Fahala River present waters showing mixed facies and a higher electrical conductivity and Cl^- and SO_4^{2-} concentrations, because of wastewater spilling in points located upstream. Sodium-chloride facies and high salinity are detected in the Guadalhorce River's waters, but SO_4^{2-} concentration slightly increases downstream. Sodium-chloride facies are due to geological reasons, because of evaporitic rocks composed of halite and gypsum exist in the upper part of the Guadalhorce River watershed, upstream of the reservoirs. The SO_4^{2-} increase can be explained by the gypsum dissolution and, in a lesser magnitude, to the use of fertilizers all throughout the watershed.

In the valley of the Guadalhorce River exists an approximate surface of 12.866 ha of irrigated crops, which demands a total number of 50 hm³/year. Nevertheless, most of this demand is satisfied by surface water regulation coming from the Guadalhorce Reservoirs. For example, 4.000 l/s can be withdrawn from the Guadalhorce River in one of its main derivation canals -Paredones diversion dam-. Also, part of this water is used for urban supply to the city of Málaga (1.900-2.100 l/s). The Aljaima diversion dam can supply 600 l/s exclusively to this urban area.

Flowrate measurements have been carried out in several monitoring campaigns of surface waters in the Bajo Guadalhorce Valley. A progressive increment of the flow is appreciable towards the Mediterranean Sea, excepting the stretch of the Guadalhorce River located between the Casarabonela Creek and the Grande River, where a decrease of almost 1.000 l/s is detected, due to recharge from the river to the Quaternary aquifer.

During the last decades, a remarkable reduction of pumping took place in the coastal area due to the big changes in land use: the channelization of the Guadalhorce River removed a huge area of irrigated crops, but also the construction of industrial and entertainment areas and the extension of the Málaga airport contributed to this reduction. Most of the wells were in the right bank of the Guadalhorce River. In mid-90's water pumping in the Puente del Rey and San Isidro areas were of about 15 hm³/year for urban supply Malaga city.

Results of the research about the hydrogeology of the Plio-Quaternary aquifers of the Bajo Guadalhorce Valley show the existence of a physical connection between the Quaternary and Pliocene aquifers. The last one gets confined under marls in the coastal area and lets a good isolation of groundwater in this area, which is confirmed because of its low mineralization.

Time series of the Spanish Geological Survey of the Quaternary aquifer started in 1974 and show seasonal variations of groundwater table of 1-2 m. However, in extremely dry years -1983, 1994- and/or during pumping periods for urban supply and agricultural use, severe fall of piezometric levels were detected, which occasioned marine intrusion situations. Nevertheless, groundwater table show that there has not existed continuous over-exploitation in this aquifer. On the contrary, highest piezometric heads were detected in very wet years, as 1990 or 2010. Also, no relevant trends have been recorded in the Quaternary aquifer piezometric level, but in the coastal area the variations started to be lower since 1998, approximately.

Previous technical reports informed about a relationship between the Quaternary and the Pliocene aquifers in which the first one is recharging the second one through the physical connection between each other and/or through the multiple wells that pump water from both aquifers. However, the comparison of historical time series of these aquifers shows a generalized elevation of piezometric levels of the Pliocene aquifer since mid-90's, that has been continue until now. So, currently, levels of the Pliocene aquifers are higher than the Quaternary ones, which will be indicating the opposite relationship: groundwater will flow from the Pliocene to the Quaternary aquifer, excepting in the sector where they are connected, in the central part of the valley, due to the higher elevation of piezometric levels of the Quaternary aquifer. This has been possible because of the stop of pumping in the area (for urban supply and irrigation), but also because of the Guadalhorce river channelization works, which removed lots of wells that were pumping water from both aquifers. Moreover, the increase of the impermeable area can cause a decrease in the infiltration rate.

Numerous flood events have occurred in the Guadalhorce River mouth area, very often with catastrophic consequences, such as substantial property damage in adjacent urban and industrial areas, and even human casualties. After the

XX

historical floods of 1989, where several people died, regional authorities decided to channelize the Guadalhorce River, and to split it in two branches at its ending stretch. These works took place between 1997 and 2003, and they isolated a coastal wetland complex (Guadalhorce Delta Wetlands) composed of 8 pools.

The new arm of the Guadalhorce river, located north to the wetland complex, and whose riverbed is 2 m b.s.l., acts as another drain of the Quaternary aquifer, thus the northern groundwater flows that previously went to the historical course of the river and passed through the wetlands are now draining through this new course.

Channelization works have generated a kind of estuary in the river mouth, with a very perceptible influence of the Mediterranean Sea over it. Thus, the chemical quality of groundwater has been seriously affected in this area, where the noticeable increase of EC and some ions, such as Cl^- or Na^+ , prove a locally increasing marine influence over them. Moreover, this increase in Na^+ has posed a relevant decrease of Ca^{2+} and Mg^{2+} concentration in the waters of the Quaternary aquifer, due probable to cationic exchange reactions. This is happening despite the decreasing pumping in the area, due to the land use change, thus it can be assumed that the salinization of the coastal sector of the Quaternary aquifer is due to the new hydrodynamics after channelization. This fact favors a greater exchange of freshwater-saline water between the Quaternary aquifer, the Guadalhorce River and the Mediterranean Sea, with a higher influence of the latter over the other hydrological systems.

The detailed review of previous and recent hydraulic conductivity and transmissivity values of the Quaternary aquifer suggest to discard values that can be considered as too high for carrying out the groundwater flow model. So, a mean permeability of 35 m/day is estimated to be the most accurate value, nowadays, that applied to an average saturated thickness of 25 m allows to get 1.000 m^2/day of transmissivity. All these values are coherent with those ones calculated in other aquifers of the Western Mediterranean area.

The Bajo Guadalhorce aquifers have been the target of several reports, in whose framework some hydrogeological modelling technique has been applied. In this research, a groundwater flow model has been developed for the Quaternary

aquifer, exclusively, due to the lack of precise information and accurate conceptual model about the Pliocene aquifer. More than 40 years of calibration data have been used (1974-2017), in comparison with previous models. In this case, the inputs of the conceptual model of the Quaternary aquifer are characterized by precipitation recharge, irrigation returns, lateral groundwater recharge and flow coming from the Guadalhorce River. On the other hand, water pumping, discharge to the Guadalhorce River and to the Mediterranean Sea are the main components of the outputs of the aquifer.

The calibration of the model has been carried out using geological –limits and geometry of the aquifer-, hydrogeological -hydraulic conductivity, specific yield and piezometric levels- and hydrological -rainfall, evapotranspiration, irrigation returns, rivers characteristics- data, as well as pumping volumes. This has been done using the MODFLOW-2005 engine in the ModelMuse 3.1 interface, developed by the U.S. Geological Survey, due to its polyvalence and user-friendly environment.

The use of realistic data and long time series has demonstrated that a simplification of the reality is needed to carry out a model because, in some cases, it has been impossible to run the model. This is the case of some basic elements as the ground elevation, the river/drain boundary or the lateral recharge. Lots of runs of the model were needed to calibrate the hydraulic conductivity of the model, with different settings, being the use of data coming from hydraulic tests the most suitable to be considered as the best approach to the real values in the aquifer.

The developed model has allowed to make a new approach to the water budget of the Quaternary aquifer of the Bajo Guadalhorce Basin in two clearly separated periods: 1974-1996 and 1997-2017. In the first period, total inputs (36,71 hm³/year) are lower than the calculated in previous models, because no lateral recharge has been taken in account -due to the low permeability of the surrounding materials of the Quaternary aquifer-. Also, total outputs differ of the current model are 36,4 hm³/year and 19,71 hm³/year for the 1974-1996 and the 1997-2017 periods, respectively (14 hm³/year and 30 hm³/year less, respectively).

Data of the 1997-2017 period show differences in the water budget of the Quaternary aquifer. Average recharge coming from precipitation is 7 hm³/year

lower than before, due to the lower permeable surface - urban areas, infrastructures and a lower effective recharge area taken in account-. A considerable reduction of outflow towards rivers is shown in the new model, even more in the second simulated period (1997-2017), counting 11 hm³/year less than in previous works. This has its explanation in the lower availability of recharged water by irrigation returns in the Guadalhorce River mouth area, because of the disappearance of reed agriculture, but also because of the changes in land use, with lower pumping. So, currently, in the Bajo Guadalhorce Quaternary aquifer can be assumed that between 15 and 20 hm³/year of groundwater is flowing.

The Guadalhorce Delta Wetlands are located in the SW edge of Málaga city, in Southern Spain. Its land topography is practically flat, typical of a river delta area, and it is surrounded by urban and industrial areas and relevant transport infrastructures (i.e., international airport, motorways, etc.). The natural part of the delta is characterized by the existence of a wetland complex, which is physically constrained between the two branches of the Guadalhorce River at its end-reach. Despite its high degree of human-induced modification, the Guadalhorce River mouth is environmentally protected since 1989 by the regional authorities because of its rich biodiversity and hydrological and ecological value.

Initially, the Carmen Marshes (local name given to the original coastal wetlands) existed in the Guadalhorce River mouth until 1977 and usually got flooded by sea waves lashing, originated by the eastern winds. Since 1977, the extraction of sands and gravels started in this area to satisfy the emerging demand of construction materials in the city of Málaga. In 1982, the digging works stopped and, as a result of this, numerous land depressions remained in the ground, with a remarkable modification of the original Carmen Marshes. The man-made land holes, showing different sizes and depths, favored the modification in the dynamics of the preexisting lagoon system (Guadalhorce Delta Wetlands) as a consequence of the water infiltration from the Guadalhorce River, the groundwater flow from the underlying aquifers and the seawater intrusion from the Mediterranean Sea. After the declaration of the protected area, refilling and topographic restoration works have been implemented by the regional government to reduce the number of dug depressions, as well as to perform the morphological adaptation of the land surface and to implement re-vegetation environmental initiatives.

Wetlands stage variations are similar in every pool because levels ascend when precipitation takes place and descend during summer, due to the lack of rainfall and the higher evapotranspiration. However, the difference between the minimum and the maximum values shows that the most inland wetlands, Escondida and Casilla Wetlands, present the lower interannual variation -0,48 m and 0,52 m, respectively-, whereas the others have values above 0,60 m.

Electrical conductivity recorded in the water of the wetlands allows to distinguish three clearly differenced groups. The first one is constituted by those ones located farther from the coastline -Escondida and Casilla- whose values and maximum variations are below 40 mS/cm and 20 mS/cm, respectively. The second group is formed by the Grande and Eucaliptal Wetlands, with electrical conductivity amplitudes of 50-75 mS/cm and an average value of 80 mS/cm, approximately. The most coastal wetlands, Límícolas, Río Viejo, Costera and Charca Sur Wetlands constitute the last group, whose waters present electrical conductivity values above 90 mS/cm and an amplitude of more than 95 mS/cm.

Water temperature of wetlands is in accordance with the air temperature during all the study period (2013-2019). pH and dissolved oxygen values present similar evolutions within each wetland but show different behaviors in comparison with the others. This fact will be indicating that biological production indexes are independent in each wetland.

The detailed groundwater surface at the river mouth and the wetlands shows distinctive behaviors and allows evaluating a wide range of relationships between the hydrological systems. Thus, in wet periods, some wetlands, such as Grande and Eucaliptal, act as recharge wetlands to the aquifer, while others, such as Limícolas and Casilla, are fed by groundwater. In dry periods, the opposite situation occurs: recharge wetlands act as discharge wetlands and the Casilla and Escondida Wetlands feed the aquifer. This is due to the fact that the Escondida and Casilla Wetlands present slighter variations compared to the other wetlands, thus they will act as recharge or discharge wetlands depending on the water table in the other wetlands. The slighter water table range and coefficient of variation of the Escondida and Casilla Wetlands with respect to the other wetlands and to the aquifer, suggest a better hydraulic connection with the latter, since these pools

became deeper than the rest after the aggregate extractions. The other wetlands are more strongly related to rainfall.

This new hydrodynamic situation provoked by channelization, in both surface water and groundwater seems to be responsible for the salinization of the Guadalhorce Delta Wetlands, which can be due to the change of the groundwater flow; years ago freshwater flowed through the wetlands to the Guadalhorce River, acting as a transitional element, and now there is no freshwater flow, at least in a noticeable magnitude, to feed the wetlands from the NE. The lack of this freshwater flow has originated a progressive salinization of the wetlands by evapoconcentration of sodium chloride waters (Cl-Na and ClHCO₃-Na water types), due to the relevant relationship between the Mediterranean Sea, the Quaternary aquifer and the wetlands, which is also accentuated by the greater influence of the sea over the Guadalhorce River. Before the channelization, the Grande and Eucaliptal Wetlands had lower Cl⁻/HCO₃⁻, which indicated a greater freshwater influence. However, the salinity of the Escondida Wetland is not increasing with time, but decreasing.

The salinization of these wetlands could have also occurred naturally, although there was no such increase in the time between their origin (1977-1982) and the first electrical conductivity measurements, as shown in previous sections during and after the channelization works. Further hypotheses about wetland water salinization could be associated with the influence of the sea level rise during the last decades, which accounted for 5,775 cm from 1992 to 2017 in the nearby Málaga port.

Water budget of each wetland has been carried out between the 2013/14 and the 2017/18 hydrological years, using equations that take in account the groundwater inputs and outputs from wetlands. However, sometimes it is difficult to get an accurate value of groundwater flow, so net groundwater exchange between wetlands and the underlying aquifer has been considered and permitted to know the direction -input or output- and the magnitude of the flow. Budgets have been done for annual, monthly, daily and even hourly time steps.

Annual water budget permits to know that more than 15 dam³/year are mobilized in each wetland, taking in account precipitation (P), evapotranspiration

(ET), storage volume (ΔV) and net groundwater exchange (ΔG). The highest numbers are recorded in Grande and Río Viejo Wetlands, due to their bigger size. In general, there no exist hydrological years with negative net groundwater exchange values, what means that wetlands gain more groundwater, compared to that one lost by infiltration, which expose the groundwater dependence of these wetlands.

Monthly water budget shows an apparent seasonality in net groundwater exchange, with wetlands losing water towards the aquifer during winter, when most of precipitation takes place and the evaporation values are lower. However, during the summer and months without rainfall, wetlands gain water from the aquifer.

The daily water budget of Escondida and Costera Wetlands for a summer and a winter period allows to check that the daily evaporated volumes are very similar in both periods, but slightly higher in the first one. Also, it has been observed that variations of wetland stage are mostly provoked by groundwater inputs or outputs -positive or negative net groundwater exchange-, in comparison with the effect of precipitation or evapotranspiration.

The most detailed water budget, made in an hourly scale, shows similar behavior of each component in all the studied wetlands and in all the considered periods. The higher net solar radiation in summer provokes high evapotranspiration, but the evaporated volume is compensated by groundwater inputs, which is reflected in an ascend in wetland stage. During the night, when no radiation exists, the evapotranspiration values decrease and wetlands lose some water towards the aquifer. This is visible in a fall in wetland stage, reaching the minimum by the dawn. When wetland water table is located below piezometric level, groundwater starts to flow from the aquifer to compensate the imbalance between water levels. Groundwater entering to the wetlands has lower electrical conductivity values and occurs during the day, forced by evaporation and, as a consequence, wetland stage progressively ascends until evening, when it reaches its maximum and can even be above the piezometric level of the Quaternary aquifer. Groundwater flow from the wetland towards the aquifer repeats again during the night. This cycle is repeated daily in the wetlands and can be the result of a combined effect of tidal influence through the aquifer and the

evapotranspiration. The magnitude of these daily variations is lower in those seasons of the year when evapotranspiration values are lower -during the winter or in cloudy or rainy days-.

Therefore, daily variations of piezometric level in the Quaternary aquifer and wetland stage, as well as the relationship between them, are conditioned by the transference of the tidal signal during the night and mainly by the Sun (evaporation) during the day.

Wetlands are located between the two arms of the Guadalhorce River and the Mediterranean Sea, so no surface water inflow or outflow exists. However, during extraordinary floods or eastern winds storms, wetlands can get some water coming from the Guadalhorce River or the Mediterranean Sea, respectively. So, water input to wetlands come, basically, from direct precipitation and groundwater, whereas outputs are evapotranspiration and groundwater outflow. The magnitude of each component will depend on the season, and even on the hours of the day, because evapotranspiration depends on the air temperature, mainly. ET is the most important hydrological cycle component that conditions groundwater inputs and outputs in the wetland. It withdraws water from wetland to the atmosphere at the same time that induces flow from the aquifer to the wetland. This produces a readjustment of the hydraulic equilibrium with the sea and the Guadalhorce River arms.

Mediterranean Sea is another element that conditions the hydrogeological behavior in all this area. Tides spread through the Guadalhorce River mouth and through the Quaternary aquifer, where wetlands are located, so these are also showing the tidal influx, mostly during the night (when no radiation takes place). In addition to the water seasonal stage -wet or dry period-, wetland location -in relation to the distance from the shoreline- and wetland depth, strongly condition the salinity of waters. So, the shallower wetlands, located majorly near the sea, are more saline than inland and deeper wetlands.

Previous works have studied the potential environmental impact of the channelization of the Guadalhorce River, particularly those regarding the groundwater-dependent ecosystems, as well as the local groundwater hydrodynamics, and they concluded that no severe hydrological alterations would

take place. Other studies predicted the impact of the channelization on the hydrology and habitat of the area. Despite this, no assessment has been carried out, from a multidisciplinary approach, about the possible impact of the channelization on the hydrogeology, surficial hydrology or habitat of these wetlands. Therefore, there is a general lack of hydrological/hydrogeological consistent studies regarding this issue, which are completely necessary to achieve the goals established by the EU Water Framework Directive.

The reason for protecting the Guadalhorce Delta Wetlands was the presence of migratory and protected birds, which found in these wetlands a resting place in their travel between Africa and Europe and, in general terms, their biodiversity in a natural-urban area. In this context, an important feature to take into account is the known impact of channelization on biodiversity and wetlands. Thus, as the wetlands were isolated, it became imperative to assess the possible impact of such isolation on them. An increase in reproductive species and breeding pairs has been recorded, which coincides with the removal of farming areas in the vicinity of the wetlands and with the new isolation from the city and other lands, becoming more attractive for birdlife. It is important to add the noticeable re-vegetation and topographical remodeling, carried out by the environmental authorities to create new habitats (shallower/deeper wetlands) and to improve the existing ones. The increase in the populations of threatened species is also a relevant aspect, which gives more value to this recovery.

In the Grande Wetland, the disappearance of diving birds, such as *Anas platyrhynchos* and the appearance of shorebirds, such as *Himantopus himantopus* and others, can be explained by the change in the water quality and mineralization. Thus, *Anas platyrhynchos* shows a preference for freshwater and, when the salinity became too high, is stopped nesting in this wetland. On the other hand, *Himantopus himantopus* prefers saline environments such as river deltas, estuaries, coastal lagoons and shallow coastal pools with extensive areas of mudflats, salt meadows, saltpans and coastal marshes. Thus, when the electrical conductivity of the wetland water started to increase, this species found an ideal habitat for breeding, although it is also nesting in the other saline wetlands in the area. There was a transition towards a different ecosystem (from freshwater to

saline wetlands), in an Anthropocene context, creating novel, unexpected ecosystems.

Vegetation changes have been analyzed along the years in this area and some freshwater related species have disappeared in the last decades. These species have been substituted by others that grow in saline soils and waters, such as *Elymus elongates* subsp. *Elongates* and great prairies of *Sarcocornia perennis* subsp. *alpini*.

In the last decades, the decline of continental and coastal water quality is a remarkable issue in the water cycle, due to non-treated wastewater spilt into the environment. Fortunately, every day more cities are treating their wastewaters, but conventional treatments do not remove some kind of pollutants that are very persistent and are directly discharged to the water bodies. So, some alternative methods have been designed throughout the years to treat wastewater: green filters or artificial wetlands, among others. These options allow to reduce the amount of fecal pollutants, as organic matter, bacteria and viruses, but also nutrients or some compounds as endocrine disruptors, pesticides and cosmetic and pharmaceutical products. Some authors demonstrated that wetlands can help to mitigate the effects of punctual and diffuse contamination sources, at the same time that can be hotspots of biodiversity.

From this previous approach, the project titled “Hydrological and environmental restoration of wetlands in the delta of the Guadalhorce River (Málaga, Spain) reusing treated wastewater”, funded by the Coca-Cola Foundation (Atlanta, USA), was carried out. The main objectives were the hydrological and environmental restoration of the Guadalhorce River mouth for the conservation and increment of its biodiversity (flora and fauna) and to generate entertainment areas for enjoying nature.

This project, realized between 2016 and 2018, has required a big number of administrative authorizations due to the characteristics of the treated wastewater, as well as due to the location of the pilot site, very close to urban areas. So, the construction of a 1 km pipeline was necessary to connect the experimental wetland -located in the Guadalhorce River mouth- with the wastewater treatment plant, as well as the drilling of 11 piezometers. A great hindrance to achieve part of the

objectives of this project was the installation of an UV disinfection device, to reduce the amount of *Escherichia coli* in treated wastewater, because the generated discontinuity in the treated water contributions. The preliminary characterization campaign of surface and groundwater in the Bajo Guadalhorce area and its mouth revealed the presence of heavy metals, pesticides and pharmaceutical compounds, due to human activities. However, detected concentrations depend on the hydrological system.

The reusing experiences carried out throughout the project have let to create several little wetlands of a certain degree of ecological value, because lots of flora and fauna species got settled in a short period. Moreover, the monitoring of the chemical and microbiological composition of water has permitted to check a generalized diminution of pollutants as total N or P, as well as *Escherichia coli*. This fact got importance in the flowline, from the first wetland to the second one. Besides, no impact on groundwater has been observed because of treated water contributions.

Finally, natural capital has been assessed in this project applying several methodologies in the framework of a previously established protocol. This has permitted to evaluate a benefits of almost 80.000 €/year, due to the given ecosystem services from freshwater supplying, environmental auto-treatment or CO₂ sequestration.

This work has highlighted that the application of the most classic and easiest tools in hydrology and hydrogeology, combined with modern methods, allows to obtain very rigorous and consistent results, which are of great relevance for water resources management -potential water use from aquifers, wetlands, rivers...-. Besides, the importance of carrying out detailed hydrogeological studies before making great hydraulic infrastructures has been demonstrated. Currently, no issues exist about groundwater supply in the Bajo Guadalhorce valley, but it is of outstanding importance that authorities continue doing an exhaustive quantitative and qualitative control of aquifers and wetlands, to avoid their pollution, which is one of the goals to achieve for having sustainable resources in the future.

XXX



ÍNDICE GENERAL

1. Introducción	1
2. Medio físico	19
3. Hidrogeología de los acuíferos plio-cuaternarios del Bajo Guadalhorce	53
4. Modelización matemática del flujo de agua subterránea en el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce	137
5. Hidrogeología de los humedales de la desembocadura del Guadalhorce.....	177
6. Proyecto de restauración de humedales mediante el uso de agua residual depurada procedente de la EDAR Guadalhorce	275
7. Conclusions	313
Referencias bibliográficas.....	323
Anexo 1. Artículo científico publicado en revista <i>Science Citation Index</i>	353
Anexo 2. Artículo científico publicado en capítulo de libro internacional	355
Anexo 3. Tablas.....	357
Anexo 4. Mapas y cortes hidrogeológicos	369
Índice de figuras	381
Índice de tablas	397





ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Aspectos generales de la investigación	2
1.2. Antecedentes	7
1.3. Planteamiento de la tesis doctoral.....	8
1.4. Objetivos	9
1.5. Metodología de trabajo	10
1.5.1. Métodos de campo	10
1.5.1.1. Instalación de <i>data loggers</i>	10
1.5.1.2. Instalación de escalas limnimétricas	11
1.5.1.3. Medida de parámetros físico-químicos.....	11
1.5.1.4. Medida de la altura de lámina de agua de lagunas	12
1.5.1.5. Medida de los niveles piezométricos en pozos, sondeos y piezómetros	13
1.5.1.6. Toma de muestras de agua	13
1.5.1.7. Realización de registros verticales de conductividad eléctrica y temperatura	13
1.5.2. Métodos de laboratorio	14
1.5.2.1. Determinación de los componentes químicos mayoritarios	14
1.5.2.2. Determinación de isótopos estables ($\delta^2\text{H}$ y $\delta^{18}\text{O}$)	14
1.5.3. Métodos de gabinete.....	15
1.5.3.1. Recopilación bibliográfica	15
1.5.3.2. Petición y recopilación de datos	15
1.5.3.3. Análisis, tratamiento y representación gráfica de los datos.....	16
1.5.3.4. Análisis de series temporales	16
1.5.3.5. Elaboración de la memoria de tesis doctoral.....	17
2. MEDIO FÍSICO	19
2.1. Climatología	20
2.1.1. Climatología regional.....	20
2.1.2. Análisis de las series históricas de precipitación	22
2.1.2.1. Análisis y tratamiento de datos.....	22



2.1.2.2. Análisis de la representatividad de las series de datos de precipitación.....	24
2.1.2.3. Determinación de años tipo y distribución temporal de las precipitaciones	25
2.1.2.3.1. Periodo A (1997/98-2016/17)	25
2.1.2.3.2. Periodo B (1961/62-2016/17)	28
2.1.2.4. Distribución espacial de las precipitaciones	28
2.1.2.5. Distribución temporal de las precipitaciones	30
2.1.2.5.1. Periodo A (1997/98-2016/17)	30
2.1.2.5.2. Periodo B (1961/62-2016/17)	30
2.1.3. Análisis de las precipitaciones correspondientes al periodo de investigación (2013/14-2016/17)	32
2.1.3.1. Precipitación media anual	32
2.1.3.2. Distribución temporal de las precipitaciones	33
2.1.4. Análisis de los datos de temperatura del aire.....	34
2.1.4.1. Datos disponibles y características.....	34
2.1.4.2. Temperatura del aire de la serie histórica disponible	35
2.1.4.3. Temperatura media del aire durante el periodo de investigación (2013/14-2016/17)	36
2.2. Geología	37
2.2.1. Estratigrafía de la cuenca de Málaga.....	39
2.2.1.1. Materiales del substrato.....	39
2.2.1.2. Materiales postorogénicos.....	40
2.2.1.2.1. Mioceno medio-superior	40
2.2.1.2.2. Plioceno	40
2.2.1.2.3. Cuaternario	41
2.3. Geomorfología.....	42
2.4. Hidrología superficial	44
2.4.1. Principales ríos y características de flujo	44
2.4.1.1. Río Guadalhorce	44
2.4.1.2. Río Grande.....	45
2.4.1.3. Río Fahala.....	46
2.4.1.4. Río Campanillas	46
2.4.2. Composición química y calidad del agua	47
2.4.3. Usos del agua	49
2.5. Sociedad y territorio.....	51



3. HIDROGEOLOGÍA DE LOS ACUÍFEROS PLIO-CUATERNARIOS DEL BAJO GUADALHORCE53

3.1. Definición de los acuíferos plio-cuaternarios del Bajo Guadalhorce.....	54
3.2. Inventario de puntos de agua.....	63
3.3. Piezometría.....	66
3.3.1. Registros piezométricos	66
3.3.2. Mapas de isopiezas del acuífero cuaternario.....	73
3.3.3. Registros continuos de cotas piezométricas.....	81
3.4. composición química de las aguas	85
3.4.1. Campañas de muestreo	85
3.4.1.1. Análisis de la evolución histórica	85
3.4.1.2. Análisis de relaciones iónicas y procesos hidrogeoquímicos	102
3.4.2. Registros continuos de conductividad eléctrica y temperatura	114
3.4.2.1. Conductividad eléctrica	114
3.4.2.2. Temperatura	117
3.4.3. Registros verticales de conductividad eléctrica y temperatura.....	120
3.5. Estimación de parámetros hidrogeológicos mediante la influencia de las mareas	126
3.6. Análisis de la validez de los parámetros hidrogeológicos del acuífero cuaternario	129

4. MODELIZACIÓN MATEMÁTICA DEL FLUJO DE AGUA SUBTERRÁNEA EN EL ACUÍFERO CUATERNARIO DEL BAJO GUADALHORCE..... 137

4.1. Antecedentes.....	138
4.2. Objetivos de la modelización	139
4.3. Modelo conceptual y condiciones de contorno.....	139
4.3.1. Límites y geometría	141
4.3.2. Parámetros hidrogeológicos	143
4.3.3. Recarga.....	143
4.3.3.1. Recarga por precipitación.....	143
4.3.3.2. Recarga por retorno de riegos	144
4.3.3.3. Recarga lateral	147
4.3.4. Ríos.....	148
4.3.5. Límites de potencial impuesto.....	148
4.3.6. Bombeos.....	150

XXXV

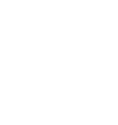




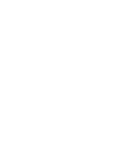
4.3.5. Series de datos de piezometría	152
4.4. Selección del <i>software</i> de modelización	153
4.5. Desarrollo y calibración del modelo	153
4.5.1. Parámetros hidrogeológicos	154
4.5.2. Recarga	157
4.5.2.1. Recarga procedente de la precipitación	157
4.5.2.2. Recargas laterales	157
4.5.3. Ríos	158
4.5.4. Resultados de la calibración	158
4.5.4.1. Régimen permanente	158
4.5.4.2. Régimen transitorio	160
4.6. Balance hidrogeológico	168
4.6.1. Antecedentes de balance hidrogeológico del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce	168
4.6.2. Tentativa de balance hidrogeológico a partir de los datos obtenidos de la modelización	170

5. HIDROGEOLOGÍA DE LOS HUMEDALES DE LA DESEMBOCADURA DEL GUADALHORCE..... 177

5.1. Antecedentes y características generales de los humedales	178
5.2. Caracterización hidrodinámica e hidroquímica	180
5.2.1. Evolución temporal	180
5.2.1.1. Medidas puntuales	180
5.2.1.2. Registros continuos obtenidos mediante data loggers	197
5.2.1.3. Hidroquímica.....	200
5.2.1.3.1. Componentes mayoritarios	200
5.2.1.3.2. Evolución temporal de la conductividad eléctrica.....	204
5.2.2. Evolución de tendencias	207
5.3. Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas metodologías	209
5.3.1. Análisis de registros horarios	209
5.3.1.1. Registros de nivel del agua, conductividad eléctrica y temperatura	209
5.3.1.2. Isopiezas	215
5.3.2. Análisis de series temporales	219
5.3.2.1. Fundamento de los análisis de series temporales.....	220



5.3.2.1.1. Análisis correlatorio cruzado	221
5.3.2.1.2. Análisis espectral simple	222
5.3.2.1.3. Análisis de <i>wavelet</i>	223
5.3.2.2. Resultados del análisis espectral	224
5.3.2.3. Análisis de la transformada continua wavelet	228
5.3.2.4. Análisis correlatorio cruzado	235
5.3.3. Relaciones hidroquímicas e isotópicas	238
5.3.4. Estudio mediante análisis multivariante	240
5.3.5. Balance hídrico de los humedales de la desembocadura del Guadalhorce	243
5.3.6. Síntesis del funcionamiento hidrogeológico de los humedales	257
5.4. Impacto del encauzamiento del río Guadalhorce sobre las aguas subterráneas y los humedales asociados	261
5.4.1. Cambios en el uso del suelo	263
5.4.2. Impactos sobre el funcionamiento hidrológico	265
5.4.3. Impactos sobre la biodiversidad	268
5.4.4. Síntesis del impacto del encauzamiento sobre el medio ambiente	271
6. PROYECTO DE RESTAURACIÓN DE HUMEDALES MEDIANTE EL USO DE AGUA RESIDUAL DEPURADA PROCEDENTE DE LA EDAR GUADALHORCE	275
6.1. Introducción y objetivos	276
6.2. Descripción del proyecto	278
6.2.1. Fases del proyecto	279
6.3. Trabajos preparatorios	282
6.3.1. Construcción de la conducción desde la EDAR	282
6.3.2. Instalación de varios equipos en la EDAR Guadalhorce	284
6.3.3. Perforación de piezómetros	285
6.3.4. Desbroce de lagunas	289
6.3.5. Equipamiento de la red de control	289
6.4. Resultados	290
6.4.1. Campaña de caracterización previa	290
6.4.2. Aportes de agua a la laguna experimental	294
6.4.3. Resultados de la monitorización de las aguas	296
6.4.3.1. Evolución temporal de los parámetros físico-químicos y microbiológicos	296



6.4.3.2. Distribución espacial de los parámetros físico-químicos y microbiológicos	299
6.4.4. Monitorización faunística y vegetal	304
6.5. Servicios ecosistémicos y capital natural.....	306
6.6. Síntesis de la restauración de humedales mediante agua regenerada	310
7. CONCLUSIONS.....	313
7.1. Concerning the hydrogeological characterization of the Bajo Guadalhorce aquifers.....	314
7.2. Concerning the hydrogeological modelling of the Bajo Guadalhorce alluvial aquifer	316
7.3. Concerning the hydrological functioning of the Guadalhorce Delta Wetlands	317
7.4. Concerning the wetlands restoration using treated wastewater	319
7.5. Final remarks	320
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	323
ANEXO 1. Artículo publicado en revista <i>Science Citation Index</i>	353
ANEXO 2. Artículo publicado en capítulo de libro internacional	355
ANEXO 3. Tablas.....	357
ANEXO 4. Mapas y cortes hidrogeológicos	369
ÍNDICE DE FIGURAS.....	381
ÍNDICE DE TABLAS	397



CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

Aspectos generales de la investigación

Antecedentes

Planteamiento de la tesis doctoral

Objetivos

Metodología de trabajo

Métodos de campo

Métodos de laboratorio

Métodos de gabinete

1.1. ASPECTOS GENERALES DE LA INVESTIGACIÓN

El ser humano, en busca de la mejora de su calidad de vida, se ha asentado históricamente en valles, depresiones y costas, debido a la facilidad de acceso al agua tanto superficial (ríos, arroyos, etc.) como subterránea (mediante pozos, galerías, etc.). Estos lugares han sido testigos del desarrollo demográfico y económico de las civilizaciones, que -en gran parte- ha sido posible gracias al progresivo aumento de áreas cultivadas, primero, y urbanizadas, después.

Las áreas costeras asociadas a las desembocaduras de ríos se caracterizan por presentar acuíferos de tipo detrítico, formados por materiales sedimentarios. Dichos acuíferos suponen, a escala global, uno de los mayores reservorios de agua dulce disponible para su aprovechamiento, por lo que han sido ampliamente explotados desde la antigüedad. Esta explotación, si se hace de forma descontrolada, de tal modo que las salidas de agua por bombeos superen a las entradas, puede provocar un descenso de los niveles piezométricos en los acuíferos, con la consiguiente sobreexplotación. Asimismo, si se le suma el efecto de una intensa actividad agrícola, puede ocasionar un grave deterioro de la calidad química del agua, producto de la infiltración, junto con el agua de lluvia y de riego, de gran parte de los compuestos usados en la agricultura (fertilizantes, pesticidas, etc.).

El valle del **Bajo Guadalhorce** (Figs. 1.1 y 1.2), también llamado depresión de Málaga, por su proximidad a dicha ciudad, es un caso en el que históricamente han existido problemas de elevada explotación de las aguas subterráneas y de calidad (intrusión marina, salinización por uso de agua de riego con elevada concentración salina, contaminación, etc.). Se extiende desde aguas abajo del desfiladero de los Gaitanes, en el término municipal de Álora (provincia de Málaga), al oeste, hasta el mar Mediterráneo, al este. Limita, al norte, con los Montes de Málaga y, al sur, con la Sierra de Mijas. En este valle el desarrollo agrícola ha sido de tal magnitud que la mayor parte del mismo se encuentra cultivada, con cítricos principalmente, aunque en los últimos años se está produciendo un cambio en los usos del suelo, desde el cultivo agrícola tradicional a la ocupación con asentamientos urbanos, lugares de ocio o algunas infraestructuras, como el aeropuerto de Málaga y el encauzamiento del río Guadalhorce.

La depresión de Málaga constituye una cuenca sedimentaria terciaria de la Cordillera Bética, en la cual existen varios acuíferos que se han agrupado en la denominada administrativamente masa de agua subterránea del Bajo Guadalhorce (ES060MSBT060-037).

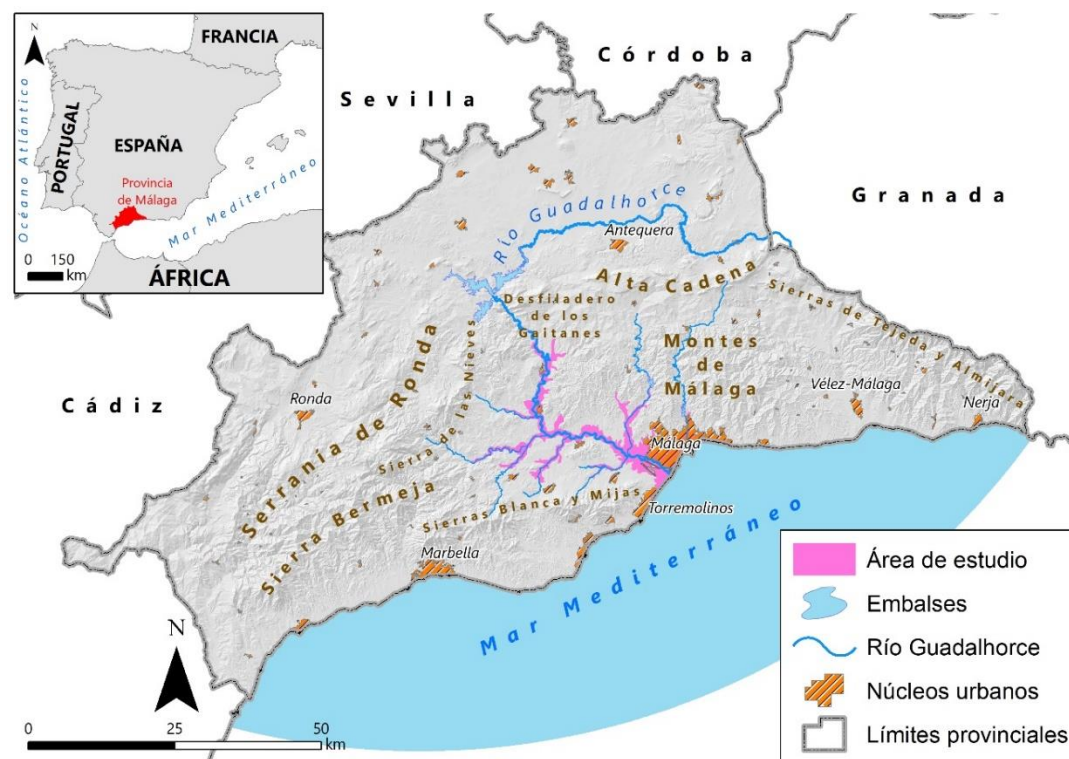


Figura 1.1. Localización del área de estudio dentro de la provincia de Málaga



Figura 1.2. Fotografía, desde el sur, del valle del Guadalhorce, en las proximidades del río Guadalhorce, en la que se observa el Hacho de Pizarra, al frente. Autor: Antonio Lope Morales González

La extracción de agua subterránea para la intensa actividad agrícola y el abastecimiento para la ciudad de Málaga provocó, hace décadas, una situación de sobreexplotación estacional del acuífero, sobre todo en el sector de la desembocadura del río. Esto ocasionaba intrusión marina (Linares *et al.*, 1988), con la consecuente degradación de la calidad química del agua. A ello hay que añadir el aporte de compuestos contaminantes asociados a la actividad agrícola sobre el acuífero (Sánchez, 2010; Urresti *et al.*, 2012, 2015; Urresti, 2016).

En los acuíferos detríticos, en especial los sometidos a presiones antrópicas como es el caso de estudio, es de gran importancia conocer la relación entre aguas superficiales y subterráneas. Ello condiciona el funcionamiento hidrodinámico y la composición química de las aguas (Winter *et al.*, 1999; Winter, 2001, Sophocleus, 2002). Tal es así, que es frecuente encontrar situaciones en las que las aguas de un río se vean influenciadas por la composición química de las aguas subterráneas, en el caso de que el río sea ganador, o que las aguas de un acuífero vean modificada su calidad química por infiltración de agua desde un río perdedor.

Desde hace años, con el fin de mejorar el conocimiento y la gestión de los acuíferos, se están realizando modelos de simulación del flujo de las aguas subterráneas. Son herramientas que aportan un marco cuantitativo para sintetizar información de campo y conceptualizar procesos hidrogeológicos (Anderson *et al.*, 2015), dado que su organización ayuda a detectar posibles errores en las hipótesis establecidas.

Bredehoeft y Hall (1995) defienden que una modelización matemática se debe llevar a cabo al comienzo de cada estudio hidrogeológico, aunque no todos los problemas requieren un modelo. No obstante, casi todos ellos se pueden ver beneficiados de algún tipo de simulación matemática, aunque solo sea como una forma de contrastar los datos de campo y el modelo conceptual.

Como se comentó anteriormente, los ríos suelen estar relacionados con los acuíferos, pero no son los únicos elementos de agua superficial que pueden estarlo, ya que existen otros, como los humedales.

Los humedales son elementos singulares del paisaje con los que el ser humano ha interactuado durante toda su historia, de los cuales existe una gran variedad: lagunas, marjales, marismas, bofedales, criptohumedales, etc.

En la desembocadura del río Guadalhorce se encuentra el complejo lagunar del mismo nombre (Fig. 1.3), concretamente en las cercanías del casco urbano de la ciudad de Málaga, que prácticamente no ha sido objeto de investigaciones hidrológico/hidrogeológicas. En los estudios elaborados por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (1998, 2005), sobre diversos humedales andaluces, se incluyen referencias a las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce.



Figura 1.3. Localización de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce

Los humedales más arriba mencionados conforman el *Paraje Natural Desembocadura del Guadalhorce*, espacio natural protegido desde 1989. El sistema lagunar se ubica en la zona deltaica y es de origen artificial, aunque hay constancia de zonas húmedas asociadas a la dinámica natural del Guadalhorce en la zona baja de la cuenca y, en particular, en la zona deltaica o de desembocadura. Dichas lagunas naturales dejaron de existir a medida que el río Guadalhorce fue objeto de regulación mediante presas (cuatro en la actualidad). No obstante, la extracción de áridos realizada en el tramo de desembocadura, entre 1977 y 1982, permitió generar depresiones o cubetas que fueron inundadas por agua procedente del río, del mar y del acuífero subyacente. Los humedales han sido sometidos a notables efectos antrópicos, entre los cuales cabe destacar el encauzamiento del río Guadalhorce en su tramo de desembocadura, que ha permitido convertir el área en una zona de esparcimiento de la ciudad de Málaga (Fig. 1.4).



Figura 1.4. Fotografía aérea de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce. Al fondo se observa la ciudad de Málaga. Autor: Antonio Lope Morales González

Los humedales suelen tener una alta valoración paisajística y constituyen áreas de recreo, atractivas para el turismo de naturaleza, pero además aportan una serie de beneficios ambientales de notable importancia. En el caso de los de la desembocadura del Guadalhorce son focos de biodiversidad, contribuyen a la mitigación de avenidas, mantienen relación hidrogeológica con el acuífero subyacente, estabilizan la línea de costa, etc. Por todo ello, y teniendo en cuenta la situación de la provincia de Málaga, dentro de una de las regiones que más se pueden ver afectadas por el Cambio Climático, particularmente en lo relativo a los recursos hídricos, es necesario plantear nuevas soluciones y experiencias del uso del agua, tales como la reutilización de aguas residuales depuradas. Así, en el marco de esta tesis doctoral, se ha desarrollado el proyecto piloto “Restauración hidrológica de humedales en el Paraje Natural de la desembocadura del río Guadalhorce (Málaga) con aguas residuales depuradas de la Depuradora Municipal de Málaga”, financiado por la Fundación Coca-Cola (Atlanta – EE.UU.), cuyo objetivo era recrear humedales mediante el uso de aguas procedentes de una depuración secundaria.

1.2. ANTECEDENTES

Las características geológicas e hidrogeológicas del Bajo Guadalhorce han sido objeto de varios estudios elaborados con anterioridad.

Los primeros estudios sobre la estructura y evolución geológica de la cuenca de Málaga datan de la primera mitad del siglo XX (Blumenthal, 1930), quien estudió gran parte de las zonas internas de la Cordillera Bética, con especial hincapié en las características del sustrato. Mon (1971), por su parte, estudió las zonas centrales y septentrionales de la depresión de Málaga, aunque persistió en el estudio del basamento de esta. Posteriormente, el Instituto Geológico y Minero de España (IGME), mediante el proyecto MAGNA, cartografió y caracterizó la geología de la zona (IGME, 1978), además de mejorar el conocimiento de la estratigrafía de la región. Finalmente, Sanz de Galdeano y López Garrido (1991) llevaron a cabo un amplio estudio sobre la evolución tectónica de la cuenca de Málaga.

En lo que respecta a la geometría y definición de los acuíferos del Bajo Guadalhorce, destacan como primeros antecedentes los trabajos realizados por el IGME (1977, 1983), ya que no existían estudios previos sobre la hidrogeología del área. En dichos estudios se llevaron a cabo campañas de geofísica y de perforación de piezómetros y ensayos de bombeo, así como una profunda caracterización hidrodinámica e hidroquímica de los acuíferos. Posteriormente, Linares *et al.* (1995) realizaron un detallado estudio, tras recopilar y reinterpretar columnas litológicas e información geofísica, para redefinir los acuíferos del Bajo Guadalhorce.

El ITGE (1996) efectuó una síntesis y reinterpretación de los parámetros hidrogeológicos calculados en el área, con el fin de llevar a cabo un modelo de flujo. Otros trabajos posteriores también estudiaron las características hidrodinámicas e hidroquímicas de los acuíferos subyacentes (GHUMA-EMASA, 1996; Andreo *et al.*, 2002; Carrasco *et al.*, 2003; Vadillo *et al.*, 2007a; INECO, 2007).

En el Bajo Guadalhorce también se han realizado estudios sobre la calidad de las aguas tanto subterráneas como superficiales. Los trabajos del IGME (1983) y Linares *et al.* (1983, 1988) Permitieron conocer la calidad de las aguas para

diferentes usos, así como la existencia de intrusión marina en el sector de la desembocadura.

Ya en el siglo XXI, Sánchez (2010) evaluó el estado cuantitativo y cualitativo de la denominada masa de agua subterránea del Bajo Guadalhorce para la implementación de la Directiva Marco del Agua, mientras que Urresti *et al.* (2012, 2015), Gambero (2015), Urresti (2016), Vadillo *et al.* (2016, 2018) y Llamas *et al.* (2020) estudiaron la presencia y origen de ciertos contaminantes en las aguas como fertilizantes, pesticidas y compuestos emergentes.

Finalmente, el acuífero aluvial cuaternario del Bajo Guadalhorce ha sido objeto de varios trabajos de modelización hidrogeológica, con el fin de simular la evolución de los niveles piezométricos (DGOH-MOPU, 1986; ITGE, 1996; Méndez *et al.*, 2003; Intecsa-Inima, 2004; INECO, 2007; Padilla *et al.*, 2008).

Las características hidroquímicas y biológicas de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce han sido estudiadas previamente por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (1998, 2005).

1.3. PLANTEAMIENTO DE LA TESIS DOCTORAL

El cambio en los usos del suelo que está teniendo lugar durante las últimas décadas en el valle del Guadalhorce y las perforaciones que se han realizado para cubrir la demanda, junto con los avances en las técnicas de investigación hidrogeológica, hacen necesario llevar a cabo una actualización del conocimiento de los acuíferos subyacentes.

El complejo lagunar de la desembocadura del Guadalhorce ha sido objeto de estudio por el autor de esta tesis doctoral en el marco de su trabajo de fin de grado (Nieto, 2014) y trabajo de fin de máster (Nieto, 2015), en los que ha llevado a cabo campañas de medidas para una caracterización preliminar del funcionamiento hidrológico en este complejo lagunar y de la interacción con el acuífero cuaternario. En el marco de la tesis doctoral se ha desarrollado una experiencia piloto para realizar una restauración/rehabilitación de humedales mediante la utilización de aguas regeneradas procedentes de la cercana depuradora de la ciudad de Málaga. Este proyecto piloto constituye una gran oportunidad para la restauración de los

ecosistemas acuáticos, fundamentada en un conocimiento hidrogeológico de los acuíferos, más si cabe en las regiones de clima mediterráneo, donde la competencia por los recursos hídricos para abastecer riegos y demanda urbana ha ocasionado, en multitud de ocasiones, la pérdida de importantes superficies de ecosistemas dependientes del agua. Experiencias previas han demostrado que la incorporación de aguas regeneradas a los ecosistemas produce grandes beneficios ambientales a corto plazo (Castillo *et al.*, 2000; Oron, 2001; García *et al.*, 2008). La implantación y fomento de este proyecto en el futuro permitiría retornar al medio una pequeña parte del agua que actualmente se embalsa en la cuenca media-alta del Guadalhorce (para abastecimiento urbano y regadío), que en régimen natural fluía hacia la desembocadura y contribuía al mantenimiento de los humedales naturales allí existentes. Ahora bien, estas aguas deben cumplir las exigencias establecidas en el *Real Decreto 1620/2007, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas*.

El estudio para el conocimiento de las masas de agua subterránea y la restauración de ecosistemas asociados está en consonancia con los objetivos que establece la *Directiva Marco del Agua (DMA), 2000/60/CE*, para mantener el buen estado de las masas de agua, tanto superficiales como subterráneas, y de los ecosistemas que sustentan.

Como se comentó anteriormente, un gran número de humedales de España son dependientes de las aguas subterráneas o su existencia está ligada a unas condiciones geológicas e hidrogeológicas particulares. Por este motivo, el conocimiento del medio físico, en particular el contexto hidrogeológico, es imprescindible para poder llevar a cabo una correcta gestión ecosistémica de estas zonas.

1.4. OBJETIVOS

Los objetivos que se plantean en la investigación son los siguientes:

- Precisar los límites y geometría, y caracterizar el funcionamiento hidrogeológico y la calidad de las aguas subterráneas de los acuíferos cuaternario y superior plioceno del Bajo Guadalhorce. Además, se estudiará

1.4. Objetivos

la relación acuífero-río, con objeto de mejorar el conocimiento de las interacciones entre ambos.

- Realizar un modelo matemático de flujo del acuífero aluvial cuaternario del Bajo Guadalhorce, que tenga en cuenta un periodo de calibración y una configuración hidro-geomorfológica representativa de las condiciones actuales.
- Caracterizar el funcionamiento hidrológico de los humedales del Paraje Natural Desembocadura del Guadalhorce. Se pretende estudiar la relación de las lagunas con el río Guadalhorce, el mar Mediterráneo y el acuífero aluvial subyacente, así como definir la hidrodinámica de cada laguna en el tiempo.
- Investigar la viabilidad de restaurar humedales mediante el uso de aguas residuales depuradas con tratamiento secundario, a partir de la experiencia piloto realizada en el marco de la tesis.

1.5. METODOLOGÍA DE TRABAJO

1.5.1. Métodos de campo

1.5.1.1. Instalación de data loggers

Se han instalado *data loggers* de la casa comercial Odyssey para controlar, con periodicidad horaria, la altura de lámina de agua, la conductividad eléctrica y la temperatura del agua en varias lagunas de la desembocadura del Guadalhorce, así como en el río (Fig. 1.5). De igual manera, se han instalado *data loggers* en diversos de piezómetros, con el fin de obtener un registro continuo de cota piezométrica, conductividad eléctrica y temperatura del agua de los acuíferos superior plioceno y cuaternario. Los primeros equipos fueron instalados en noviembre de 2014 y existen registros hasta diciembre de 2018.



Figura 1.5. Detalle de algunos de los equipos instalados para el registro continuo de la altura de lámina de agua en las lagunas Eucaliptal (izquierda) y Escondida (derecha)

1.5.1.2. Instalación de escalas limnimétricas

Dada la inexistencia y/o el mal estado de las escalas limnimétricas previas en algunas lagunas, se ha procedido a la instalación de otras nuevas en las lagunas *Eucaliptal* y *Charca Sur* (Fig. 1.6). En ambas, la escala se ha colocado de forma que el nivel se pueda relacionar con el que marcaba la escala previa en el momento de la instalación, para que las nuevas medidas sean coherentes con los registros históricos.

1.5.1.3. Medida de parámetros físico-químicos

Se han medido *in situ* algunos parámetros físico-químicos básicos como temperatura, conductividad eléctrica (CE), pH y oxígeno disuelto del agua de diversas lagunas, pozos, sondeos, piezómetros y ríos objeto de estudio (Fig. 1.7). Estas medidas se han realizado con distinta periodicidad, en función de la naturaleza del punto. La temperatura y conductividad eléctrica del agua se han registrado mediante un equipo de la casa comercial WTW, modelo 3310. Oxígeno disuelto y pH se han medido con un equipo de la casa HACH, modelo HQ40d.



1.5. Metodología de trabajo



Figura 1.6. Detalle de las escalas limnimétricas instaladas en las lagunas Eucaliptal (izquierda) y Charca Sur (derecha)



Figura 1.7. Equipos utilizados para la medida y muestreo de aguas en humedales (izquierda) y medida puntual de la conductividad eléctrica la laguna Río Viejo (derecha)

1.5.1.4. Medida de la altura de lámina de agua de lagunas

Entre octubre de 2013 y enero de 2019 se ha registrado, mensualmente, la altura de la lámina de agua en cada una de las lagunas mediante la observación directa, en ocasiones con el uso de prismáticos, de las escalas limnimétricas existentes. También se ha medido este parámetro con sensores de registro continuo, en algunas de ellas.

1.5.1.5. Medida de los niveles piezométricos en pozos, sondeos y piezómetros

Se ha controlado el nivel piezométrico en los pozos, sondeos y piezómetros a los que se ha podido posible acceder en el Bajo Guadalhorce (Fig. 1.8). La medida se ha realizado con periodicidad mensual, utilizando una sonda piezométrica OTT de 50 metros de longitud. Estos trabajos se efectuaron entre 2013 y 2018.



Figura 1.8. Fotografías de los equipos utilizados para la medida de los niveles piezométricos. Izquierda: sonda piezométrica OTT de 50 m y data loggers utilizados para obtener un registro continuo. Derecha: medición del nivel piezométrico en el punto de agua P-10

1.5.1.6. Toma de muestras de agua

Con periodicidad mensual se ha procedido a la recogida de muestras de agua de todas las lagunas y de los dos brazos del río Guadalhorce, entre el mes de agosto de 2014 y diciembre de 2017. Entre enero de 2018 y enero de 2019 las muestras han sido tomadas trimestralmente. Además, se han efectuado varias campañas de muestreo en ríos y puntos de agua subterránea (pozos, sondeos y piezómetros) del Bajo Guadalhorce en diciembre de 2015, junio de 2016 y abril de 2017.

1.5.1.7. Realización de registros verticales de conductividad eléctrica y temperatura

Mediante una sonda SEBA KLL-Q se han llevado a cabo campañas de registros verticales de los valores de conductividad eléctrica y temperatura del agua



1.5. Metodología de trabajo

en varios piezómetros del sector costero del acuífero (Fig. 1.9), con la finalidad de conocer la situación de la cuña salina en el mismo.



Figura 1.9. Registro vertical de conductividad eléctrica y temperatura mediante una sonda SEBA KLL-Q (a la izquierda) en uno de los puntos de agua. A la derecha, sonda piezométrica OTT

1.5.2. Métodos de laboratorio

1.5.2.1. Determinación de los componentes químicos mayoritarios

Se han analizado los cationes y aniones mayoritarios de las aguas (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}) mediante cromatografía iónica HPLC, con varios equipos del modelo 881 Compact IC pro, de la casa comercial Metrohm. La alcalinidad se ha determinado mediante volumetría con H_2SO_4 0,02M hasta alcanzar un pH de 4,45.

1.5.2.2. Determinación de isótopos estables ($\delta^2\text{H}$ y $\delta^{18}\text{O}$)

Se han llevado a cabo varias campañas de análisis de los valores de $\delta^2\text{H}$ y $\delta^{18}\text{O}$ de muestras de agua de lluvia, humedales, ríos y aguas subterráneas. La metodología analítica para ello ha sido diferente en función de la mineralización del agua de cada muestra. No obstante, todos los valores se refieren a los estándares internacionales VSMOW (*Vienna Standard Mean Ocean Water*).

Las muestras que presentaban una mineralización inferior a la del agua de mar han sido analizadas en el laboratorio del CEHIUMA, con un analizador isotópico de la marca Picarro, modelo CRDS L2120-I, equipado con automuestreador.

Las muestras cuya salinidad era superior al agua de mar se enviaron a los Servicios Centrales de Apoyo a la Investigación (SCAI) de la Universidad de Málaga. Las determinaciones se han hecho con un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas (IRMS) de flujo continuo, modelo Delta V Advantage (casa Thermo Scientific), acoplado mediante interfase ConFlo IV Gasbench II con automuestreador PAL-CTC Analytics.

1.5.3. Métodos de gabinete

1.5.3.1. Recopilación bibliográfica

Se ha realizado una exhaustiva búsqueda bibliográfica (informes técnicos, publicaciones científicas, etc.) de la información existente sobre el Bajo Guadalhorce y el complejo lagunar de su desembocadura. Dicha recopilación incluye documentos sobre el funcionamiento hidrológico e hidrogeológico de los humedales y de los acuíferos del Bajo Guadalhorce, así como sobre las obras de encauzamiento que tuvieron lugar a finales de la década de 1990.

1.5.3.2. Petición y recopilación de datos

Se ha solicitado información a la Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía (AMAYA) sobre las características físico-químicas, así como datos hidrodinámicos de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce. Los datos hidrometeorológicos han sido aportados por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) y por el Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA), perteneciente a la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible de la Junta de Andalucía.

Se han solicitado permisos a varios organismos (AENA, Metro Málaga, ADIF, Servicio Municipal de Parques y Jardines del Ayuntamiento de Málaga) para poder realizar medidas del nivel piezométrico en captaciones y piezómetros a los que no existe un acceso libre.

1.5.3.3. Análisis, tratamiento y representación gráfica de los datos

Dada la variedad de datos y tratamientos de estos, se han utilizado las siguientes herramientas informáticas, algunas de las cuales son de licencia libre, mientras que otras han sido usadas con licencias aportadas por la Universidad de Málaga:

- *Microsoft Excel 365*, que ha permitido almacenar los datos tomados, así como aplicarles un tratamiento básico y representarlos gráficamente. Ha sido también necesario para los análisis estadísticos de componentes principales (ACPs).
- *Odyssey Data Logging Software* se ha utilizado con objeto de extraer la información recogida por los *data loggers*.
- *MATLAB R2015b*, para la realización del análisis *wavelet* de series temporales.
- Mediante el programa *Trasero 2.0*, creado por el departamento del Ciclo Hídrico de la Diputación de Alicante, se ha efectuado el completado de series de precipitación y temperatura, el balance de agua en el suelo y el análisis correlatorio y espectral de las series temporales.
- *Diagrammes 6.0*, elaborado por el Laboratorio de Hidrogeología de la Universidad de Avignon (Francia), ha sido aplicado para la representación de los diagramas de Piper y Stiff a partir de la composición química de las muestras de agua.
- *ModelMuse*, desarrollado en el U.S. Geological Survey (USGS) por Winston (2009), ha permitido llevar a cabo la modelización hidrogeológica del acuífero del Bajo Guadalhorce. La metodología aplicada se explicará en el capítulo correspondiente de esta tesis doctoral.

1.5.3.4. Análisis de series temporales

Se han aplicado análisis correlatorios cruzados, espectrales y de *wavelet* a series de datos horarias, obtenidas mediante los equipos de registro continuo antes mencionados, correspondientes a alturas limnimétricas en lagunas y el río

Guadalhorce, a cotas piezométricas en pozos y sondeos, y a conductividad eléctrica y temperatura del agua. Asimismo, también han sido aplicados a series de datos de precipitación, nivel del mar y temperatura del aire. La metodología de estos análisis se desarrolla en detalle en el apartado 5.3.2.1 de esta memoria.

Se ha utilizado el test de Mann-Kendall (Mann, 1945; Kendall, 1975) para evaluar la tendencia de series de conductividad eléctrica del agua en las lagunas de la desembocadura del río Guadalhorce, así como de diversos censos de avifauna. Además, este test permite la evaluación de la magnitud de una tendencia gracias a las modificaciones llevadas a cabo por Sen y Hirsch (Sen, 1968; Hirsch *et al.*, 1991). El test de Mann-Kendall se ha aplicado tradicionalmente para la detección de tendencias en series temporales meteorológicas e hidrológicas (Hirsch *et al.*, 1982; Esterby, 1996; Grath *et al.*, 2001; Lee y Lee, 2003; Mendizábal *et al.*, 2012). No obstante, no considera la distribución previa de los datos y tiene una potencialidad similar a otros métodos paramétricos (Serrano *et al.*, 1999).

El parámetro de Mann-Kendall (S) se calcula de la siguiente manera:

$$sgn(x_j - x_i) = \begin{cases} 1; & \text{if } x_j > x_i \\ 0; & \text{if } x_j = x_i \\ -1; & \text{if } x_j < x_i \end{cases}$$

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n sgn(x_j - x_i)$$

Donde x_i y x_j son los valores para los tiempos i y j ; n indica la longitud de la serie de datos. Un valor positivo de S indica una tendencia ascendente, mientras que un valor de S negativo indica una tendencia decreciente.

1.5.3.5. Elaboración de la memoria de tesis doctoral

La presente tesis doctoral se divide en cuatro bloques principales. El primero se compone de dos capítulos: introducción y marco físico, en los que se detallan los objetivos de esta investigación y las metodologías aplicadas, así como una descripción de la climatología, geología, geomorfología e hidrología del área de estudio.

El segundo bloque se centra en los aspectos hidrológicos e hidrogeológicos del Bajo Guadalhorce. Consta de tres capítulos en los que se trata, en primer lugar, la hidrogeología de los acuíferos existentes en el área de estudio, lo que sirve de base para la elaboración de un modelo matemático de flujo de agua subterránea, en segundo lugar. Finalmente, se presenta un capítulo dedicado a la interacción entre las aguas de los humedales de la desembocadura del Guadalhorce y el acuífero subyacente.

El tercer bloque se dedica a describir los resultados del proyecto de restauración de humedales mediante aguas residuales depuradas y termina con conclusiones de la tesis sobre los resultados obtenidos y sobre la aplicabilidad de los métodos de investigación utilizados. Finalmente se presenta el listado de referencias bibliográficas. Los anexos corresponden a publicaciones científicas realizadas en el marco de la presente investigación, una de ellas en revista del *Science Citation Index* (anexo 1) y otra en un capítulo de libro internacional (anexo 2). El anexo 3 incluye tablas de datos utilizados y obtenidos en esta investigación y en el anexo 4 se muestran algunos mapas y figuras de mayor tamaño.



CAPÍTULO 2

MEDIO FÍSICO

Climatología

- Climatología regional
- Análisis de las series históricas de precipitación
- Análisis de las precipitaciones correspondientes al periodo de investigación
- Análisis de los datos de temperatura del aire

Geología

Geomorfología

Hidrología superficial

- Principales ríos y características del flujo
- Composición química y calidad del agua
- Usos del agua

Sociedad y territorio

2.1. CLIMATOLOGÍA

2.1.1. Climatología regional

El clima mediterráneo es el reinante en el área de estudio, caracterizado por veranos calurosos e inviernos más o menos templados, así como por precipitaciones que se concentran en otoño e invierno. Es el clima que se puede encontrar en gran parte de la Península Ibérica.

La dinámica global de las precipitaciones en la Península Ibérica está condicionada por dos factores: el comportamiento de los flujos de aire, que se define por dos modelos generales de circulación de masas nubosas (influenciados por sistemas ciclónicos y anticiclónicos), y el relieve (IGME-Junta de Andalucía, 1998).

La climatología de Andalucía está caracterizada por una acusada irregularidad en las precipitaciones, así como por un marcado gradiente pluviométrico descendente de oeste a este. De este modo, en las sierras orientales de la provincia de Cádiz se registran lluvias superiores a los 2.000 mm anuales, mientras que en el extremo oriental de Almería apenas alcanzan los 200 mm al año.

En la provincia de Málaga se distinguen cuatro áreas pluviométricas (Fig. 2.1) (Senciales, 2007), así como una distribución de las temperaturas condicionadas por la latitud, la proximidad al mar y los relieves (Fig. 2.2.):

- Hiperhúmeda (Pm ~1.500 mm/año): extremo occidental de la provincia, limítrofe con la de Cádiz.
- Húmeda (Pm ~1.000 mm/año): Serranía de Ronda y algunas partes del borde oriental de la provincia.
- Subhúmeda (Pm ~700 mm/año): zonas limítrofes al sur y al norte con la Serranía de Ronda, así como las zonas más elevadas que hay al norte de la ciudad de Málaga y en el tercio oriental de la provincia.
- Seca (Pm ~500 mm/año): se extiende por la región de Antequera, valle del río Guadalhorce (área de estudio), zonas de baja y media altitud de la parte central de la provincia y la costa centro-oriental de la provincia de Málaga.

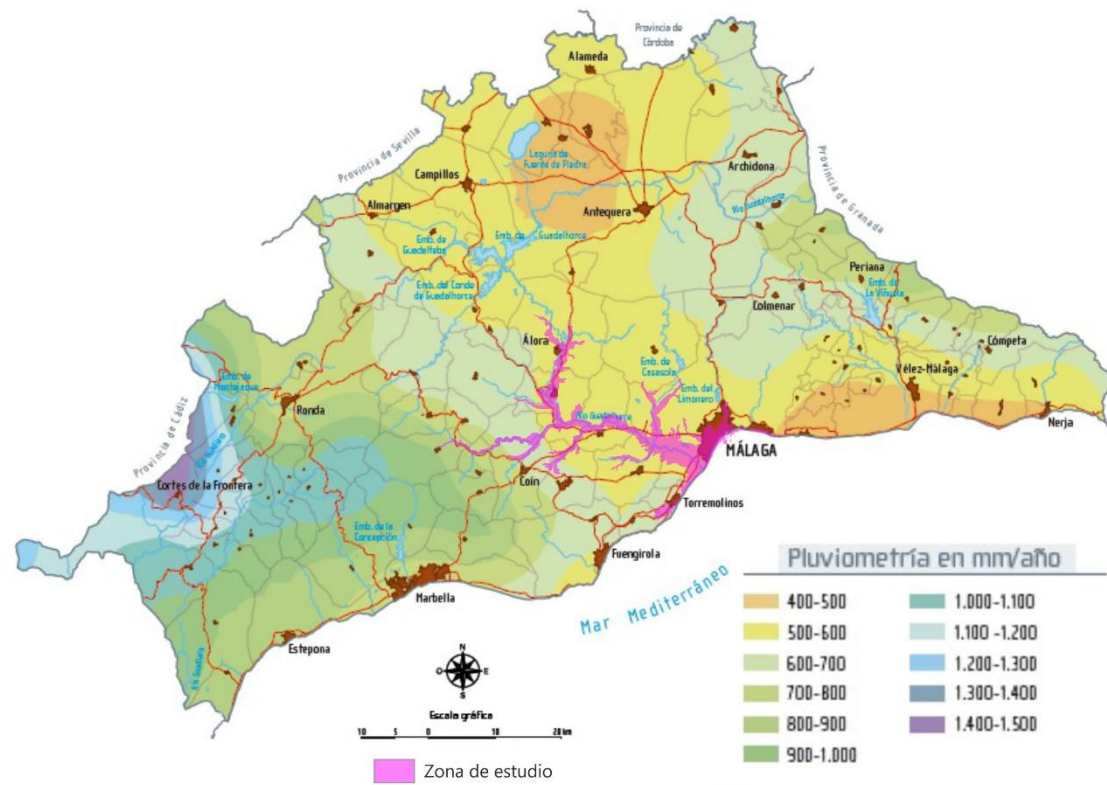


Figura 2.1. Mapa de pluviosidad anual media (mm) en la provincia de Málaga. Resaltada en color rosa se encuentra el área de estudio de la presente tesis doctoral

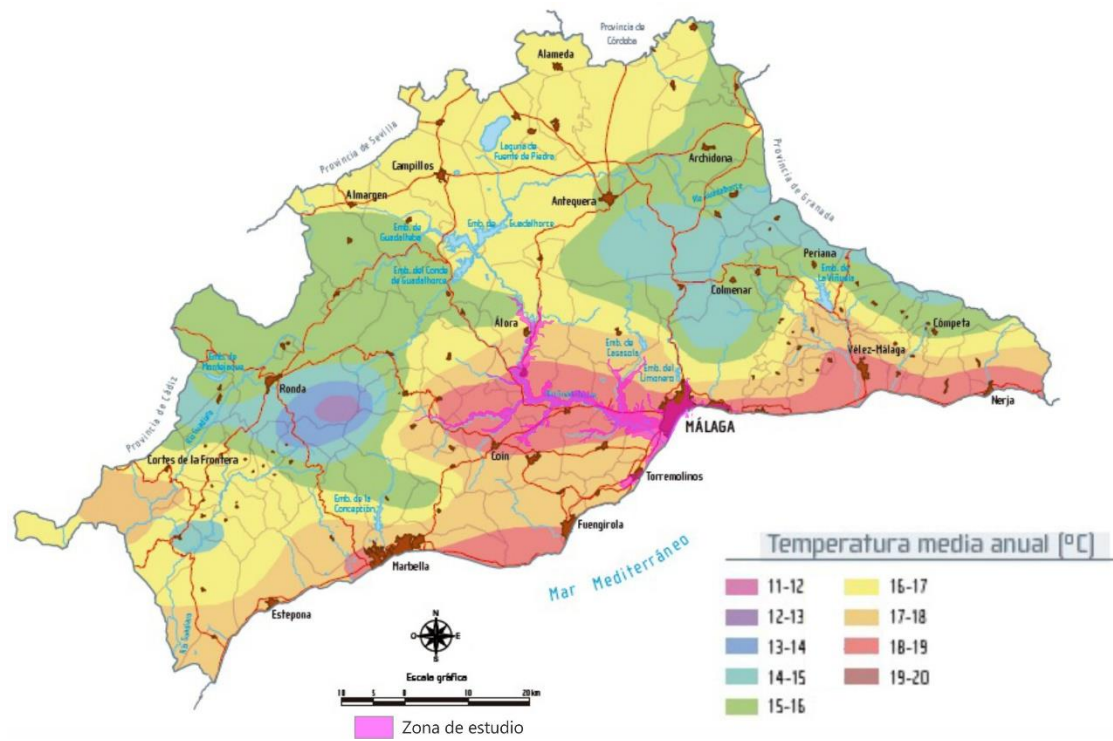


Figura 2.2. Mapa de temperatura media anual en la provincia de Málaga. Resaltada en color rosa se encuentra el área de estudio de la presente tesis doctoral

Las temperaturas medias anuales están comprendidas entre 17 y 19°C en la costa y en el valle del Guadalhorce, mientras que en las sierras del interior se registran temperaturas medias de hasta 14°C.

2.1.2. Análisis de las series históricas de precipitación

2.1.2.1. Análisis y tratamiento de datos

Se ha realizado la recopilación y selección de estaciones meteorológicas en el área de estudio, con el fin de obtener una red que sea representativa tanto espacial como temporalmente. Han sido elegidas 26 estaciones pluviométricas (Tabla 2.1), con registro diario de precipitación, repartidas de una forma más o menos regular por la zona de estudio (Fig. 2.3) y sus alrededores.

Gran parte de las estaciones (17) forman parte de la red de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), mientras que 9 de ellas se encuentran integradas en la estructura de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (DHCMA). Las estaciones están situadas en un rango altitudinal comprendido entre 5 m s.n.m. (Málaga – Aeropuerto) y 573 m s.n.m. (Carratraca – Hundideros).

Tabla 2.1. Listado de estaciones meteorológicas recopiladas

Estación	Código	Municipio	Red	X (UTM)	Y (UTM)	Altitud (m s.n.m.)	Periodo de registro	Años de registro	Años incompletos
Benalmádena	6087	Benalmádena	AEMET	359592	4051682	261	1968/69 - 2016/17	49	10
Las Mellizas (CMA)	6126	Álora	AEMET	346557	4081531	152	1965/66 - 2016/17	52	11
Álora (Estación) CMA	6132	Álora	AEMET	348445	4076256	104	1948/49 - 2016/17	69	8
Casarabonela	6135	Casarabonela	AEMET	335731	4072484	431	1948/49 - 2016/17	69	9
Alozaina	6139	Alozaina	AEMET	333734	4066726	351	1961/62 - 2016/17	56	7
Coín	6143	Coín	AEMET	342795	4058786	189	1948/49 - 2016/17	69	7
Aljaima (CMA)	6145	Pizarra	AEMET	350635	4066815	61	1961/62 - 2016/17	56	8
Alhaurín el Grande (Camino forestal)	6146	Alhaurín el Grande	AEMET	351530	4056904	317	1945/46 - 2016/17	72	17
Almogía	6153	Almogía	AEMET	362729	4076754	386	1949/50 - 2016/17	68	12
Málaga (El Boticario)	6168	Málaga	AEMET	376477	4071242	510	1950/51 - 2016/17	67	9
Pantano del Agujero (CMA)	6170	Málaga	AEMET	372155	4070782	121	1961/62 - 2016/17	56	9
Pizarra (Casco urbano)	6133A	Pizarra	AEMET	347478	4070694	79	1994/95 - 2016/17	23	3
Carratraca (Hundideros)	6134B	Carratraca	AEMET	337694	4080493	573	1983/84 - 2016/17	34	6
Tolox	6137E	Tolox	AEMET	329863	4061746	283	1987/88 - 2016/17	30	2
Cártama (Sancedillas)	6147N	Cártama	AEMET	354547	4073622	509	1995/96 - 2016/17	22	1
Málaga (Aeropuerto)	6155A	Málaga	AEMET	367539	4058857	5	1942/43 - 2016/17	75	3
Málaga (Carmelitas)	6171A	Málaga	AEMET	372921	4065592	11	1986/87 - 2016/17	31	2
Embalse de Casasola	19	Almogía	DHCMA	366628	4074417	161	1997/98 - 2016/17	20	0
Embalse del Limonero	20	Málaga	DHCMA	372436	4069267	132	1997/98 - 2016/17	20	0
Depuradora del Atabal	21	Málaga	DHCMA	369064	4066010	92	1997/98 - 2016/17	20	0
Palacio de la Tinta	22	Málaga	DHCMA	374218	4064810	7	1997/98 - 2016/17	20	0
Canal de La Encantada	33	Álora	DHCMA	343193	4085469	174	1997/98 - 2016/17	20	0
Azud de Paredones	34	Álora	DHCMA	347027	4080696	128	1997/98 - 2016/17	20	0
Cártama	38	Cártama	DHCMA	355878	4065999	27	1997/98 - 2016/17	20	0
Aljaima	46	Cártama	DHCMA	351297	4066010	37	1997/98 - 2016/17	20	0
Fahala	126	Cártama	DHCMA	353350	4067043	68	1997/98 - 2016/17	20	0

La longitud de las series de datos de cada una de las estaciones es diferente, así como el número de años incompletos, en los que faltan datos. El rango de duración varía entre 75 años (Málaga – Aeropuerto) y 20 años de registro (red DHCMA). Esto supone una dificultad a la hora de establecer el periodo para el análisis representativo de datos climáticos, ya que hay algunas estaciones como Alhaurín el Grande (Camino forestal), con 72 años de registro, pero 17 incompletos y no correlativos, y otras que presentan 20 años de datos completos (red DHCMA). Por tanto, se han considerado dos periodos para llevar a cabo el análisis de las series de precipitación: 1997/98-2016/17 (26 estaciones) y 1961/62-2016/17 (10 estaciones). Ambas series incluyen el periodo de esta investigación, en la que se ha analizado la hidrometeorología (2013/14-2016/17).



Figura 2.3. Mapa de estaciones pluviométricas recopiladas. En rojo se señala la estación IFAPA Churriana, que ha sido utilizada para representar gran parte de las evoluciones temporales de precipitaciones en esta memoria de tesis doctoral

Tras la selección de las estaciones meteorológicas y los periodos de estudio, se ha procedido a la identificación y completado de las lagunas de datos existentes en cada estación, desde paso de tiempo diario a anual, mediante regresión lineal.

Para ello, se han utilizado los pares de estaciones que muestran mayor coeficiente de correlación, con objeto de poder comparar las series de datos correspondientes a un determinado periodo.

Como último paso, se ha aplicado el método de las dobles acumulaciones, con el fin de detectar errores, tanto accidentales como sistemáticos, en las series de datos. Este análisis ha permitido constatar que ninguna estación presenta errores.

2.1.2.2. Análisis de la representatividad de las series de datos de precipitación

Debido a la variedad en la duración de los periodos de registro y en la presencia/ausencia de datos, se han tomado dos periodos de análisis: 1997/98-2016/17 (periodo A, 20 años) y 1961/62-2016/17 (periodo B, 56 años). Para constatar la representatividad de ambas series, se ha elaborado la figura 2.4, en la que se muestra la precipitación media anual durante el intervalo de tiempo común en ambos periodos (1997/98-2016/17). Se puede observar que existe una gran similitud y proporcionalidad en cada año, aunque cabe destacar que la serie correspondiente al periodo B presenta, en todos los casos, valores ligeramente superiores, que varían entre 5 y 89 mm.

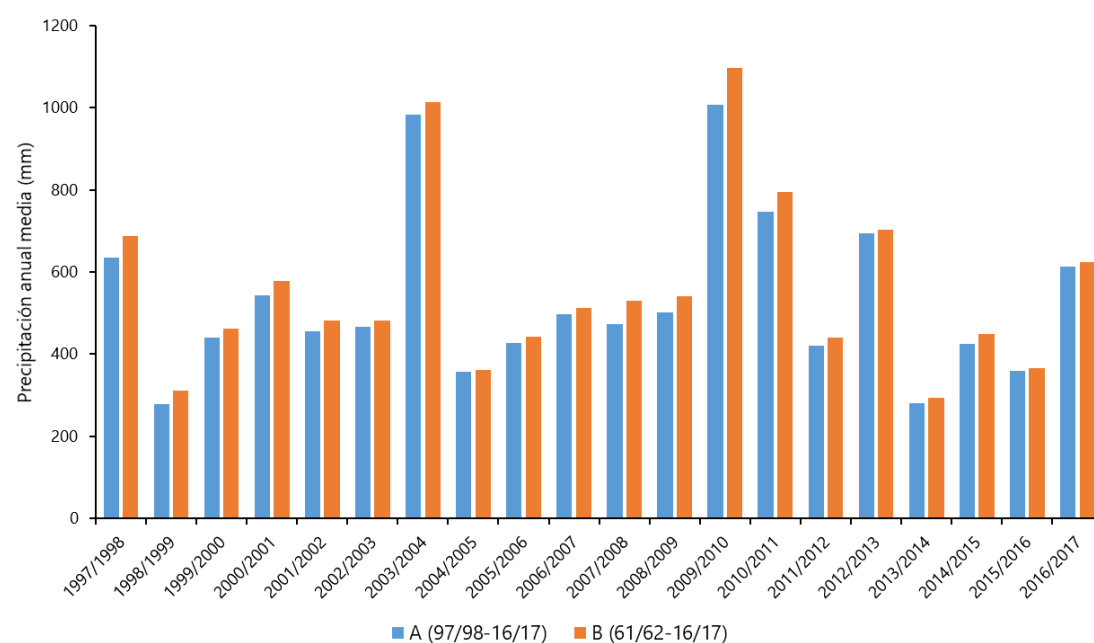


Figura 2.4. Precipitación anual media de todas las estaciones elegidas de los periodos A y B entre los años hidrológicos 1997/98 y 2016/17

Se han representado los valores de precipitación media del periodo A con respecto a los del periodo B (Fig. 2.5). En esta gráfica se observa una gran proporcionalidad de los datos, con un coeficiente R^2 de 0,9935, lo que pone de manifiesto que durante los años de registro comunes a ambos periodos la información que se obtiene es similar. Por tanto, es probable que, durante los años de datos no comunes (correspondientes al periodo histórico), se obtenga información razonablemente válida para el conjunto del área de estudio.

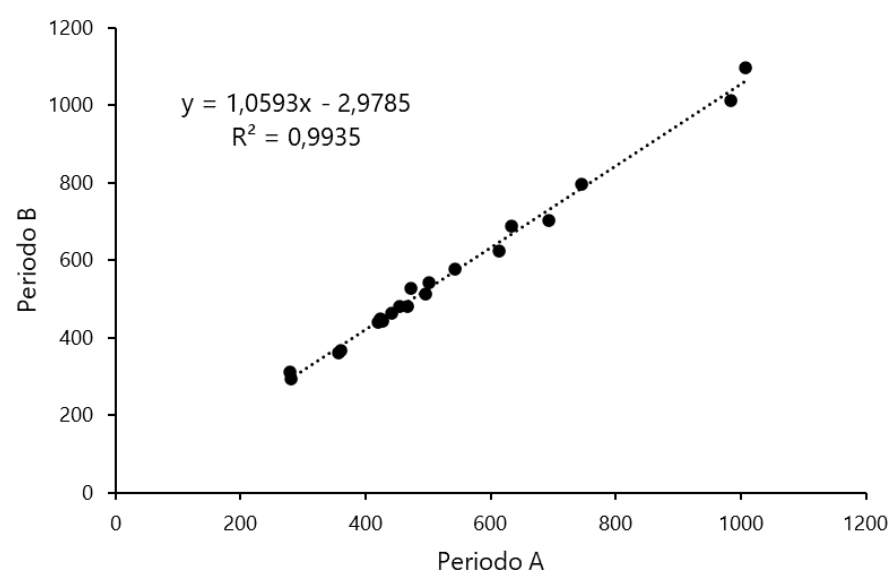


Figura 2.5. Valores de precipitación media del periodo A con respecto a los del periodo B

2.1.2.3. Determinación de años tipo y distribución temporal de las precipitaciones

Se han determinado los años tipo para los periodos A (1997/98-2016/17) y B (1961/62-2016/17), que se reflejan en las tablas 2.2 y 2.3, respectivamente. Se considera que un año es húmedo cuando la precipitación es un 15% superior al valor de precipitación media, mientras que se considera seco cuando la lluvia es un 15% inferior al valor promedio. Los años de tipo medio se encuentran entre estos dos valores.

2.1.2.3.1. Periodo A (1997/98-2016/17)

En la tabla 2.2 se observa la precipitación media en cada estación para este periodo de tiempo (20 años). En color azul se marcan los años húmedos, en color amarillo los años secos y en blanco los medios.

2.1. Climatología

Tabla 2.2. Resumen de precipitaciones registradas en el periodo A (1997/98-2016/17). Los años resaltados en negrita corresponden a los completados por regresión lineal

	Benalmádena	Las Mellizas (CMA)	Alora (Estación) CMA	Casarabonela	Alozaina	Cóin	Aljaima (CMA)	Alhaurín el Grande (Camino forestal)	Almogía	Málaga (El Boticario)	Pantano del Agujero (CMA)	Pizarra (Casco urbano)	Carratraca (Hundideros)	Tolox	Cártama (Sancedillas)	Málaga (Aeropuerto)	Málaga (Carmelitas)	Embalse de Casasola	Embalse del Limonero	Depuradora del Atabal	Palacio de la Tinta	Canal de la Encantada	Azud de Paredones	Cártama	Aljaima	Fahala	Precipitación media anual (mm)
1997/1998	793	600	544	858	851	748	461	851	578	702	605	538	656	1016	656	680	665	515	601	509	614	573	516	534	438	382	634
1998/1999	426	239	210	448	389	360	227	383	219	329	263	213	310	473	268	287	260	209	256	230	238	209	207	264	153	174	279
1999/2000	605	469	444	614	604	478	459	543	353	414	383	418	713	730	401	329	344	333	380	307	314	408	407	346	359	309	441
2000/2001	633	570	465	737	637	671	493	777	531	527	451	484	639	951	543	494	506	487	460	392	465	410	506	467	416	386	542
2001/2002	639	370	403	612	554	560	435	627	409	400	400	401	620	730	571	414	428	375	408	361	366	361	378	402	362	248	455
2002/2003	857	387	432	574	489	514	371	613	405	467	431	396	621	670	458	523	448	355	418	427	454	407	399	341	322	341	466
2003/2004	1061	963	1078	1084	950	1179	948	1166	861	914	941	977	1170	1187	1110	1009	849	893	944	991	873	809	930	925	842	925	984
2004/2005	582	243	289	409	410	398	257	487	275	365	319	314	499	504	323	408	427	265	324	361	402	240	234	322	284	322	356
2005/2006	660	373	365	614	454	460	306	559	385	500	374	319	464	690	427	406	412	357	403	412	408	354	362	362	313	362	427
2006/2007	643	423	505	684	518	628	368	572	430	485	461	493	708	742	603	491	403	363	448	493	441	484	423	421	320	381	497
2007/2008	685	399	425	683	748	649	396	751	397	542	334	438	693	869	462	366	351	346	323	318	335	388	383	391	218	388	472
2008/2009	707	449	538	741	680	575	341	696	466	526	348	451	606	825	585	508	414	369	377	401	410	497	456	353	373	369	502
2009/2010	1322	823	906	1586	1369	1419	891	1341	873	782	753	910	1417	1854	1041	1048	828	718	717	782	773	818	790	867	750	822	1008
2010/2011	1070	732	736	930	943	920	650	1105	612	698	570	677	715	1213	953	788	646	527	525	611	659	608	628	609	604	669	746
2011/2012	491	337	539	485	517	404	342	595	430	363	362	440	517	586	612	360	361	350	340	337	341	368	385	350	336	381	420
2012/2013	762	648	683	829	831	740	595	823	702	636	538	615	818	1050	734	651	703	632	613	706	668	660	639	580	618	551	693
2013/2014	352	290	269	411	437	291	186	359	294	308	144	213	367	493	306	229	248	220	234	232	230	285	287	197	207	199	280
2014/2015	486	378	339	522	509	519	445	524	337	471	410	379	491	554	429	421	403	374	375	407	394	459	389	338	338	335	424
2015/2016	418	347	266	575	452	474	333	401	334	277	241	317	502	513	373	303	359	271	280	300	331	367	370	341	328	283	360
2016/2017	833	536	517	828	792	758	509	871	525	529	314	512	751	931	617	604	666	460	536	623	624	557	552	557	473	480	614
Media	701	479	497	711	657	637	450	702	471	511	432	475	664	829	574	516	486	421	448	460	467	463	462	448	403	415	530
Coef. variación (%)	34	40	44	38	37	43	44	38	38	33	42	42	38	40	41	44	36	40	38	42	38	36	38	41	44	46	38
Media*0,85	596	407	423	604	558	542	383	597	400	434	367	404	564	705	488	439	413	358	381	391	397	394	393	381	342	353	450
Media*1,15	806	550	572	818	755	733	518	807	541	587	497	547	763	953	660	593	559	484	515	529	537	533	531	515	463	478	609
Años secos	6	10	7	7	10	9	9	9	8	7	8	8	7	8	9	10	9	9	9	9	8	8	9	10	10	8	8
Años medios	9	4	9	7	4	5	7	5	7	8	7	8	10	7	7	4	5	5	5	5	7	6	6	4	5	7	6
Años húmedos	5	6	4	6	6	6	4	6	5	5	5	4	3	5	4	6	6	6	6	5	6	6	5	6	5	5	6

Tabla 2.3. Resumen de precipitaciones registradas en el periodo B (1961/62-2016/17). Los años resaltados en negrita corresponden a los completados por regresión lineal

	Álora (Estación CMA)	Casarabonella	Alozaina	Córn	Aljaima (CMA)	Alhaurín el Grande (Camino forestal)	Almogía	Málaga (El Boticario)	Pantano del Agujero (CMA)	Málaga (Aeropuerto)	Precipitación media anual (mm)
1961/1962	791	1268	1111	1251	858	1074	1011	917	841	812	993
1962/1963	911	1639	1270	1022	768	925	981	869	736	984	1010
1963/1964	614	833	592	709	581	832	780	872	751	633	720
1964/1965	528	690	633	555	513	658	460	511	467	525	554
1965/1966	562	726	585	514	457	642	455	482	371	449	524
1966/1967	356	534	395	418	439	495	381	438	355	367	418
1967/1968	486	667	541	650	619	629	599	573	534	546	584
1968/1969	810	1323	1099	1027	730	777	838	984	905	1142	963
1969/1970	835	1216	1023	1096	877	998	932	751	670	1034	943
1970/1971	583	849	624	660	613	649	881	716	711	982	727
1971/1972	434	840	517	544	631	484	478	519	461	690	560
1972/1973	395	516	505	458	477	393	463	610	517	716	505
1973/1974	283	443	346	359	307	497	434	465	338	498	397
1974/1975	285	488	320	403	333	433	317	349	359	379	366
1975/1976	408	562	530	711	467	576	431	440	374	445	494
1976/1977	491	627	457	543	423	595	427	556	585	596	530
1977/1978	397	640	533	463	318	548	428	535	481	468	481
1978/1979	517	768	744	741	606	775	615	569	673	768	678
1979/1980	441	722	677	534	427	577	368	484	449	499	518
1980/1981	328	475	329	320	310	409	326	377	387	378	364
1981/1982	345	491	328	426	352	463	325	468	397	426	402
1982/1983	212	354	327	332	173	329	200	263	249	302	274
1983/1984	542	740	755	779	612	727	504	590	598	693	654
1984/1985	294	496	458	413	280	412	352	435	348	365	385
1985/1986	389	557	452	343	298	335	427	469	317	306	389
1986/1987	442	597	509	586	459	641	487	487	518	594	532
1987/1988	679	705	718	818	559	762	599	519	509	515	638
1988/1989	472	884	640	666	589	704	433	536	545	516	598
1989/1990	1186	1691	1607	1476	778	1278	951	886	991	1016	1186
1990/1991	498	665	666	657	470	545	382	449	385	386	510
1991/1992	283	736	658	548	353	758	412	432	416	403	500
1992/1993	359	526	471	472	419	447	334	342	351	382	410
1993/1994	376	562	472	491	339	487	410	481	524	430	457
1994/1995	180	286	183	197	166	224	165	220	144	161	193
1995/1996	950	1331	1141	1175	1028	1194	828	900	748	980	1027
1996/1997	906	1101	1212	1116	921	1211	809	933	826	1039	1007
1997/1998	544	858	851	748	461	851	578	702	605	680	688
1998/1999	210	448	389	360	227	383	219	329	263	287	311
1999/2000	444	614	604	478	459	543	353	414	383	329	462
2000/2001	465	737	637	671	493	777	531	527	451	494	578
2001/2002	403	612	554	560	435	627	409	400	400	414	481
2002/2003	432	574	489	514	371	613	405	467	431	523	482
2003/2004	1078	1084	950	1179	948	1166	861	914	941	1009	1013
2004/2005	289	409	410	398	257	487	275	365	319	408	361
2005/2006	365	614	454	460	306	559	385	500	374	406	442
2006/2007	505	684	518	628	368	572	430	465	461	491	512
2007/2008	425	683	748	649	396	751	397	542	334	366	529
2008/2009	538	741	680	575	341	696	466	526	348	508	542
2009/2010	906	1586	1369	1419	891	1341	873	782	753	1048	1097
2010/2011	736	930	943	920	650	1105	612	698	570	788	795
2011/2012	539	485	517	404	342	595	430	363	362	360	440
2012/2013	683	829	831	740	595	823	702	636	538	651	703
2013/2014	269	411	437	291	186	359	294	308	144	229	293
2014/2015	339	522	509	519	445	524	337	471	410	421	450
2015/2016	266	575	452	474	333	401	334	277	241	303	366
2016/2017	517	828	792	758	509	871	525	529	314	604	625
Media	509	746	653	647	492	670	511	547	491	567	583
Coef. variación (%)	44	42	45	45	42	39	42	34	39	43	39
Media*0,85	433	634	555	550	418	569	435	465	417	482	496
Media*1,15	586	858	751	744	566	770	588	629	564	652	671
Años secos	24	25	28	27	21	22	30	19	26	25	23
Años medios	19	19	14	15	17	18	10	23	14	15	18
Años húmedos	13	12	14	14	18	16	16	14	16	16	15

La precipitación media aritmética registrada en todas las estaciones durante el periodo A (1997/98-2016/17) es de 530 mm. El año hidrológico 2009/2010 ha

sido el más húmedo, con un valor medio de 1.008 mm, mientras que el año 1998/1999 fue el más seco, con 279 mm. El coeficiente de variación de las series de datos de las estaciones está comprendido entre el 33 y el 46%, lo que indica una variabilidad interanual de las precipitaciones propia del clima Mediterráneo.

2.1.2.3.2. Periodo B (1961/62-2016/17)

En este periodo de tiempo, de 56 años (Tabla 2.3), la precipitación media aritmética ha sido de 583 mm. El año hidrológico más húmedo fue 1989/90, con 1.186 mm de precipitación media, mientras que el más seco fue 1994/95, con 193 mm.

El coeficiente de variación está comprendido entre el 34 y el 45%, característico del clima Mediterráneo.

2.1.2.4. Distribución espacial de las precipitaciones

Se han realizado los mapas de isoyetas correspondientes a los periodos A (1997/98-2016/17) y B (1961/62-2016/17), con el fin de comprobar si existen diferencias significativas en la distribución espacial de las precipitaciones, en función del número de estaciones utilizadas. Los mapas efectuados son de los años medios, de la media de los años húmedos y de la media de los años secos (Fig. 2.6).

En todos los mapas de isoyetas es posible observar un descenso de las precipitaciones desde el suroeste hacia el noreste; desde las sierras de Mijas y de las Nieves hasta los Montes de Málaga, así como cierta similitud en el trazado de las isoyetas (Figs. 2.3 y 2.6). Al suroeste del área de estudio, se aprecian isolíneas de precipitación más próximas entre sí, que se ajustan al relieve del valle del Guadalhorce y reflejan la mayor precipitación que suele tener lugar sobre las zonas montañosas suroccidentales. No obstante, existen ligeras diferencias en la forma de las isoyetas del centro y noreste del área de estudio. Las zonas de menor precipitación corresponden al sur de los Montes de Málaga.

A pesar de las semejanzas más arriba mencionadas, hay que tener en cuenta el distinto número de estaciones consideradas en cada periodo, lo que cambia ligeramente la forma y precisión de las isoyetas. En el caso de los años húmedos es

cuando este hecho queda más patente, dado que se aprecia una diferencia de más de 100 mm en el sector costero.

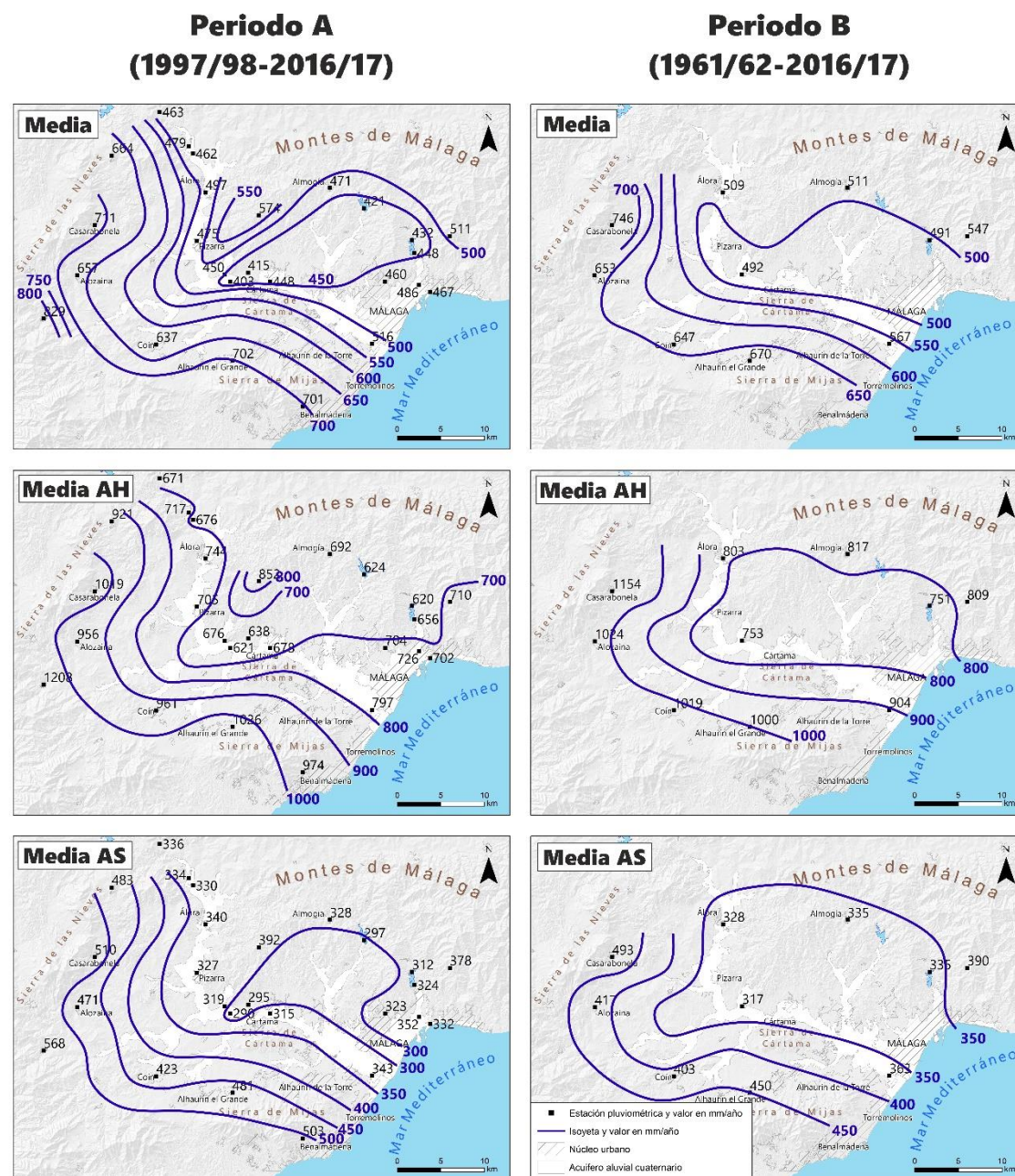


Figura 2.6. Mapas de distribución de precipitaciones correspondientes a los periodos A y B. Se han tenido en cuenta la media de la totalidad de los años de cada periodo (Media), la media de los años secos (AS) y la de los años húmedos (AH)

2.1.2.5. Distribución temporal de las precipitaciones

2.1.2.5.1. Periodo A (1997/98-2016/17)

Entre los años hidrológicos 1997/98-2016/17 se han registrado un total de 8 años secos, 6 medios y 6 húmedos (Fig. 2.7). Destaca un periodo húmedo constituido por los años 2009/10 y 2010/11, mientras que el seco de mayor duración y magnitud tuvo lugar entre los años hidrológicos 2013/14 y 2015/16, que forman parte del periodo de investigación de la presente tesis doctoral.

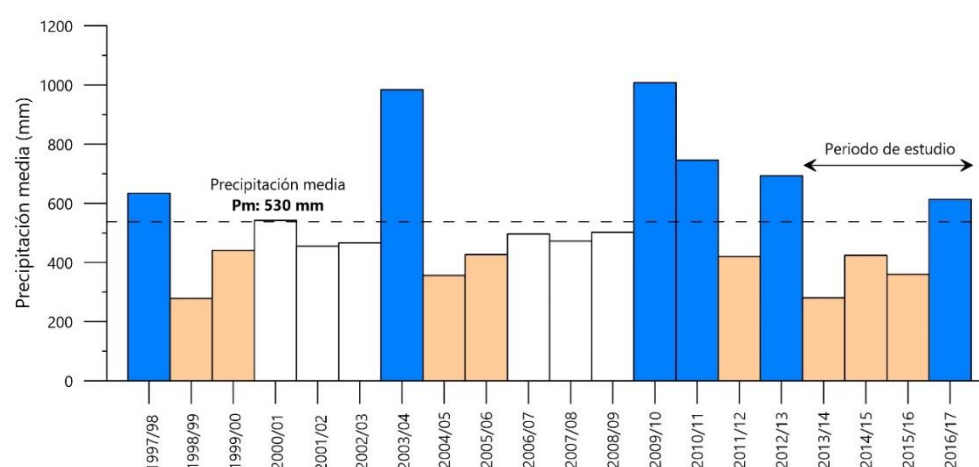


Figura 2.7. Precipitación anual media registrada en todas las estaciones pluviométricas consideradas en el periodo A (1997/98-2016/17). El color de las barras indica el tipo de año: blanco = medio, beige = seco; azul = húmedo

La desviación de las precipitaciones anuales con respecto al valor medio de la serie de datos (Fig. 2.8) pone de manifiesto la alternancia de periodos húmedos y secos a lo largo de los 20 años de registro pluviométrico. La precipitación acumulada respecto a la media (Fig. 2.8) muestra tendencias descendentes durante los años 1997/98-2002/03, 2003/04-2008/09 y 2012/13-2015/16, como consecuencia de tres periodos secos, mientras que la tendencia es creciente entre los años 2008/09 y 2012/13, debido a varios años húmedos.

2.1.2.5.2. Periodo B (1961/62-2016/17)

La distribución temporal de las precipitaciones medias anuales en el periodo 1961/62-2016/17 (Fig. 2.9) presenta alternancias de años húmedos (15) y secos (20), similares a las mencionadas en el periodo A. No obstante, al tener una ventana de observación más amplia, es posible comprobar que entre el año hidrológico 1971/72 y el 1994/95 sólo se registraron 2 años húmedos, mientras que

abundaron los años secos y medios. Sin embargo, antes de este intervalo temporal, se registraron dos series muy próximas de 3 años húmedos.

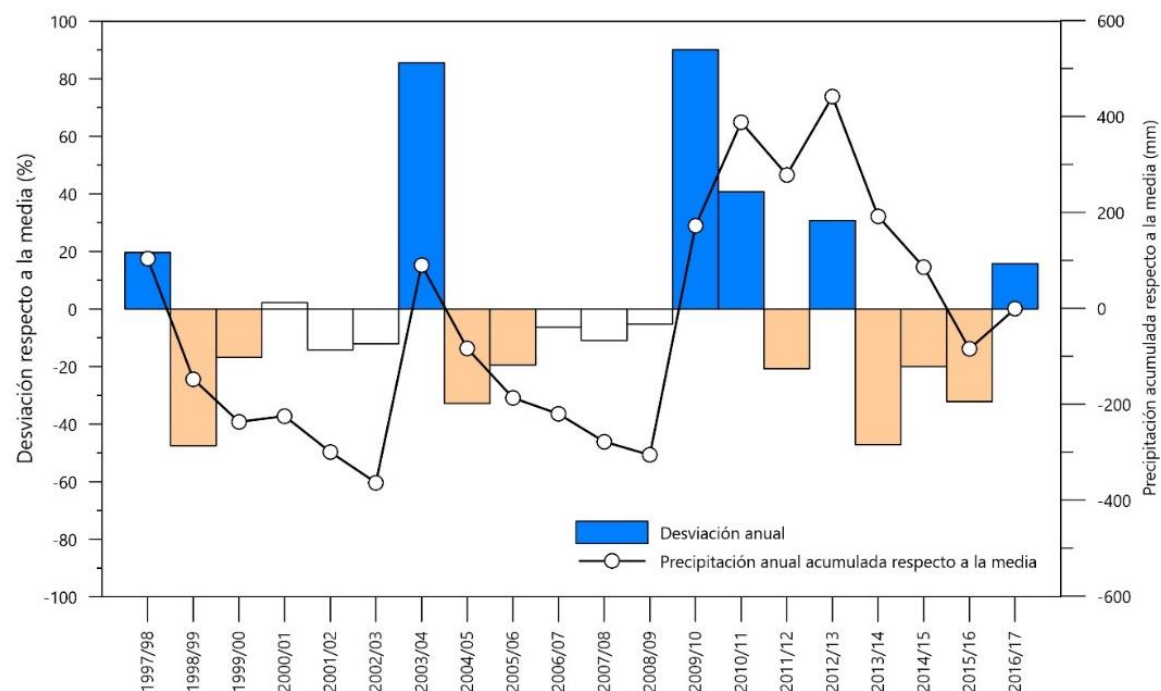


Figura 2.8. Desviación anual de la precipitación con respecto a la media (barras) y precipitación anual acumulada respecto a la media (línea con puntos) de las precipitaciones registradas en las estaciones pluviométricas durante el periodo A (1997/98-2016-17). El color de las barras indica el tipo de año: blanco = medio, beige = seco; azul = húmedo

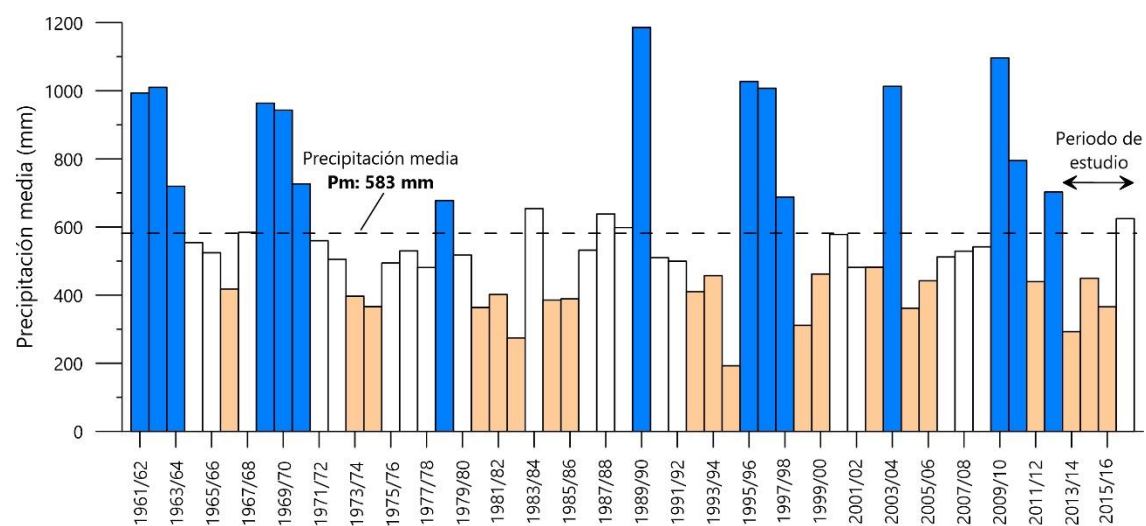


Figura 2.9. Precipitación anual media registrada en todas las estaciones pluviométricas consideradas en el periodo B (1961/62-2016/17). El color de las barras indica el tipo de año: blanco = medio, beige = seco; azul = húmedo

El periodo antes mencionado de años secos y años medios consecutivos (1971/72-1995/96), genera una marcada tendencia descendente de la precipitación acumulada con respecto a la media (Fig. 2.10). Posteriormente, se registró una concatenación de periodos húmedos y secos cada 6-8 años.

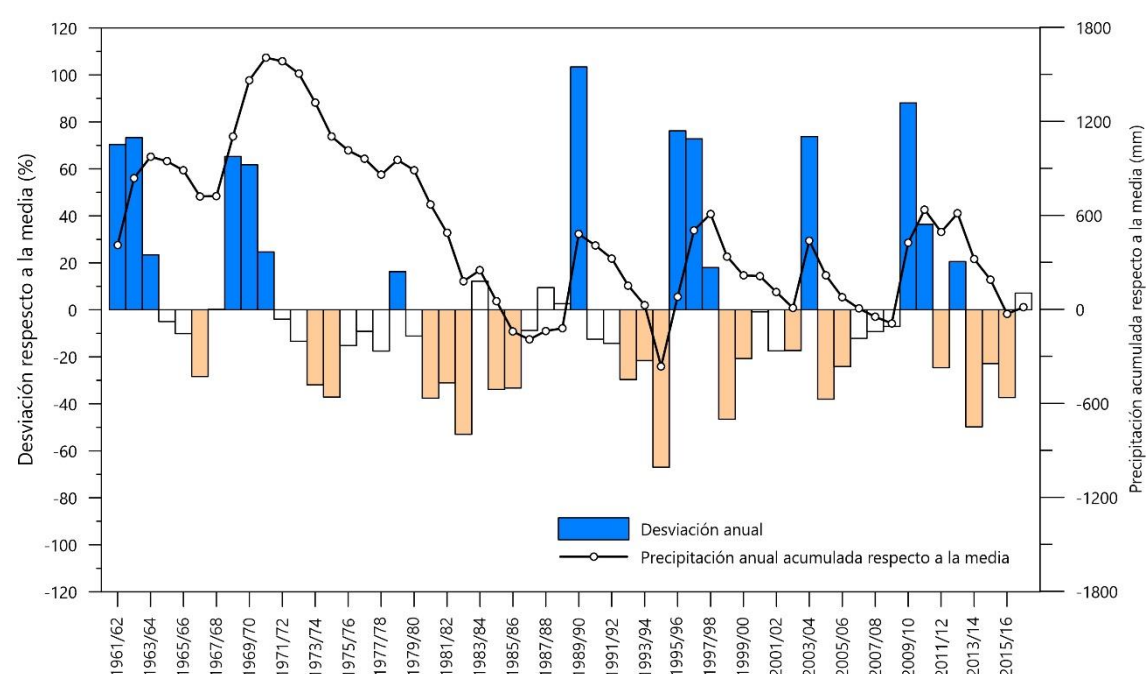


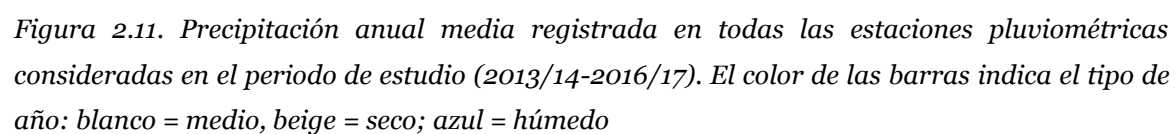
Figura 2.10. Desviación anual de la precipitación con respecto a la media (barras) y precipitación anual acumulada respecto a la media (línea con puntos) de las precipitaciones registradas en las estaciones pluviométricas para el periodo B (1961/62-2016-17). El color de las barras indica el tipo de año: blanco = medio, beige = seco; azul = húmedo

2.1.3. Análisis de las precipitaciones correspondientes al periodo de investigación (2013/14-2016/17)

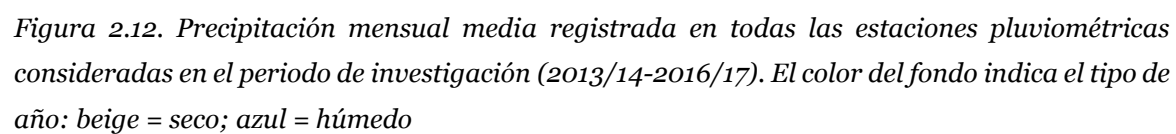
2.1.3.1. Precipitación media anual

Para el análisis de las precipitaciones del periodo de estudio, formado por los años hidrológicos 2013/14 a 2016/17, se han utilizado las mismas estaciones del periodo A (1997/98-2016/17).

La precipitación media ha sido de 419 mm (Fig. 2.11), cifra inferior a la media del periodo 1997/98-2016/17 (530 mm). Se han registrado 3 años secos consecutivos (280, 424 y 360 mm) y un año húmedo (614 mm). Se puede decir que ha sido un periodo de escasas precipitaciones, ya que la media se encuentra en el rango de años secos, a excepción del año 2016/17.



La evolución temporal de las precipitaciones mensuales (Fig. 2.12) durante el periodo de estudio permite observar la marcada estacionalidad que presentan. Las lluvias más abundantes tienen lugar en otoño y primavera, mientras que en invierno suelen ser menores y el verano es más seco. Es extraño que se registren precipitaciones en los meses de junio, julio y agosto, a excepción de tormentas estivales puntuales.



Es posible analizar de forma más precisa las lluvias mediante la observación de la serie de precipitación diaria de una estación en particular (Fig. 2.13). En este caso, se trata de la estación Málaga (Aeropuerto), perteneciente a la AEMET, que podría ser representativa de las estaciones presentes en el valle del Guadalhorce.

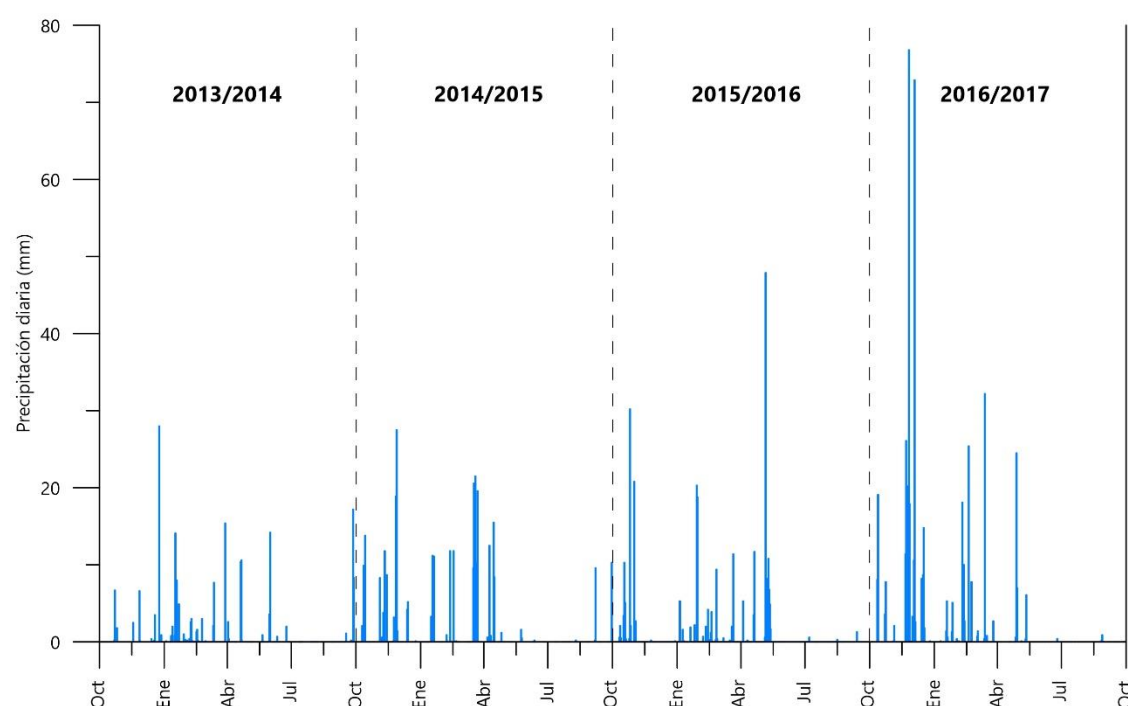


Figura 2.13. Precipitación diaria registrada en la estación Málaga (Aeropuerto) durante el periodo de estudio (2013/14-2016/17)

Esta representación permite observar una intensidad de las precipitaciones muy variable, desde escasos mm hasta decenas, en apenas un día. Cabe destacar el episodio pluviométrico registrado entre noviembre y diciembre de 2016, con lluvias superiores a los 70 mm/día. Estas precipitaciones supusieron una importante crecida de los ríos de la cuenca del Guadalhorce, que originaron daños materiales a todo lo largo de la misma.

2.1.4. Análisis de los datos de temperatura del aire

2.1.4.1. Datos disponibles y características

En el área de estudio y su entorno se han identificado un total de 44 estaciones termométricas cuyo registro comprende desde 1942 hasta la actualidad. Dichas



estaciones se sitúan en los núcleos urbanos, así como cerca de zonas de cultivo o de los azudes, presas y estaciones de aforo que hay en el valle del Guadalhorce.

La serie que presenta una longitud mayor es la de la estación Málaga (Aeropuerto), en funcionamiento desde 1942, aunque con algunos datos incompletos.

2.1.4.2. Temperatura del aire de la serie histórica disponible

La estación de Málaga (Aeropuerto) -75 años de registro- ha sido la utilizada para llevar a cabo el análisis histórico de los datos de temperatura, cuya evolución puede verse en la figura 2.14. La temperatura media diaria registrada ha sido de 18,3°C, mientras que los valores medios de temperatura mínima y máxima diarias son 13,7 y 23,1°C, respectivamente. No obstante, los valores extremos de temperatura mínima y máxima diaria han sido 44,2 y -3,8°C, respectivamente. Las temperaturas medias mensuales (Fig. 2.15) reflejan que los meses de julio y agosto son los más calurosos, mientras que enero es el mes más frío del año.

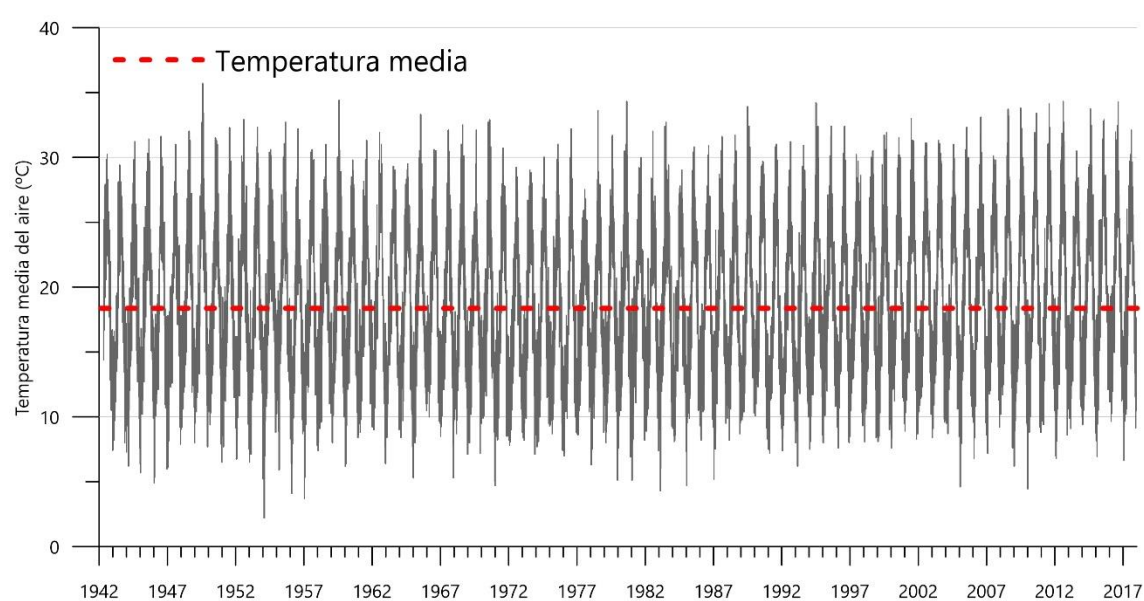


Figura 2.14. Registro diario de la temperatura del aire en la estación Málaga (Aeropuerto) entre 1942 y 2017

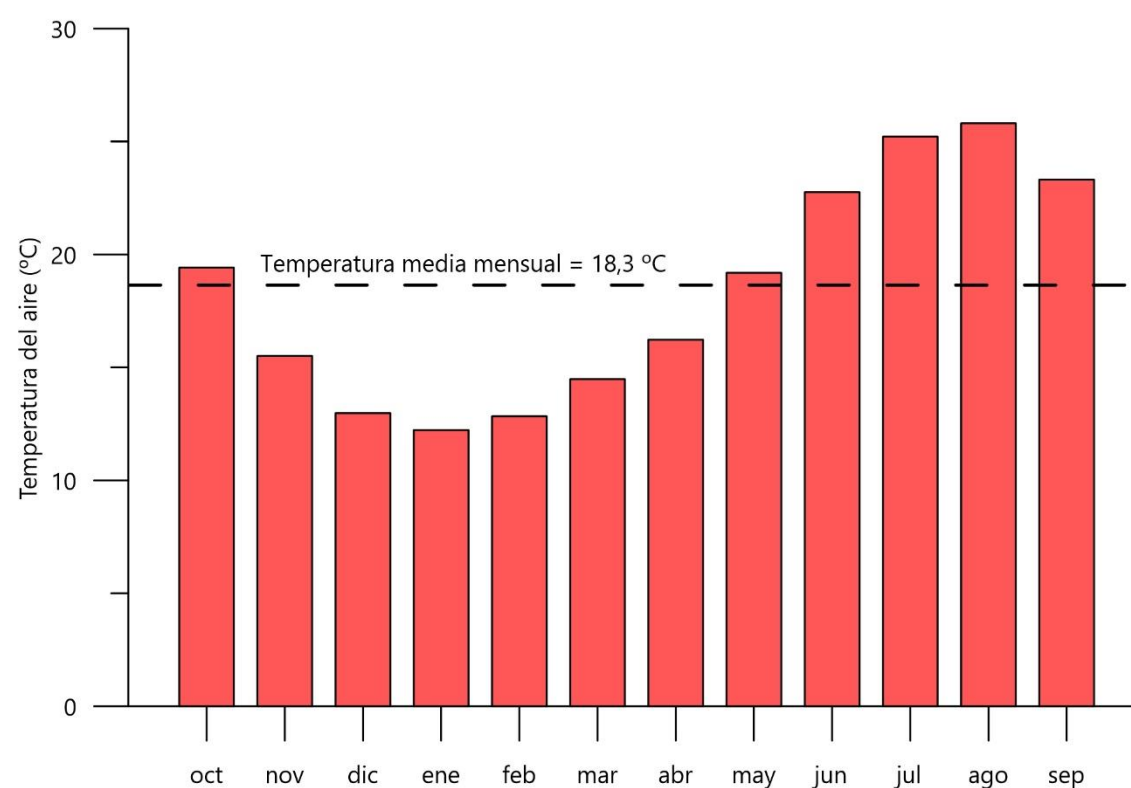


Figura 2.15. Temperaturas medias mensuales registradas en la estación Málaga (Aeropuerto) entre 1942 y 2017

2.1.4.3. Temperatura media del aire durante el periodo de investigación (2013/14-2016/17)

Para utilizar datos con más representatividad espacial, se han considerado tres estaciones repartidas por la zona de estudio: Málaga (Aeropuerto), IFAPA Cártama e IFAPA Pizarra, situadas a 5, 72 y 76 m s.n.m., respectivamente (Fig. 2.16).

La temperatura media de la estación de Málaga (Aeropuerto), situada en la costa, es más de 1°C superior que las de IFAPA Cártama y Pizarra, localizadas en el interior del valle del Guadalhorce.

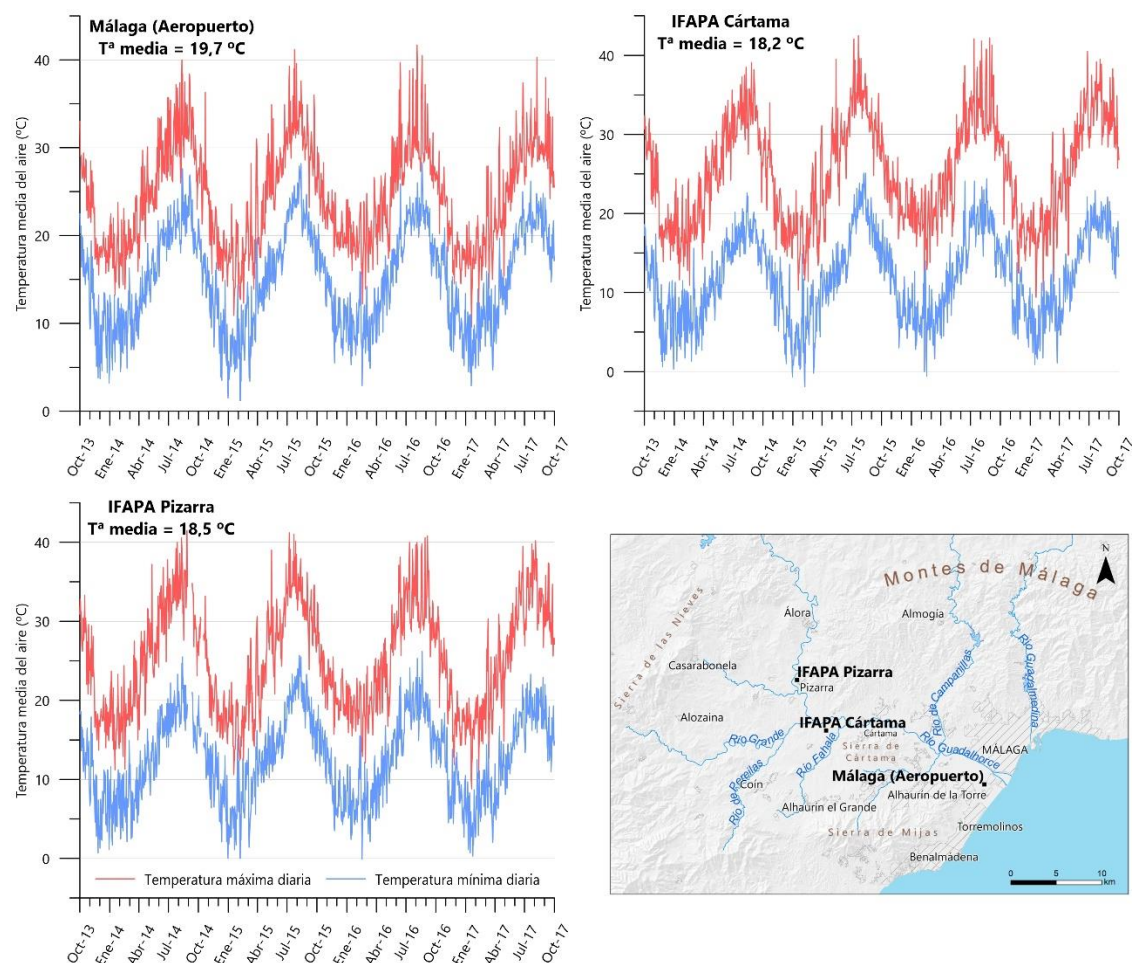


Figura 2.16. Registro diario de temperaturas máximas y mínimas de varias estaciones termométricas del área de estudio

2.2. GEOLOGÍA

La cuenca sedimentaria de Málaga o del Bajo Guadalhorce está constituida por sedimentos post-orogénicos terciarios y cuaternarios (Fig. 2.17), que son discordantes sobre materiales pertenecientes a los complejos geológicos Alpujárride y Maláguide de la Cordillera Bética (IGME, 1983; Sanz de Galdeano y López Garrido, 1991). Concretamente, el relleno de la cuenca se apoya sobre un substrato alpujárride en el sector meridional (S^a de Mijas) y central (S^a de Cártama), sobre materiales maláguides en el borde nororiental (Montes de Málaga) y sobre arcillas cretácico-terciarias del Flysch del Campo de Gibraltar en la zona noroeste de la cuenca (Sanz de Galdeano y López Garrido, 1991). Los sedimentos

post-orogénicos presentan cierta inclinación en los bordes de la cuenca y están horizontales en la parte central.

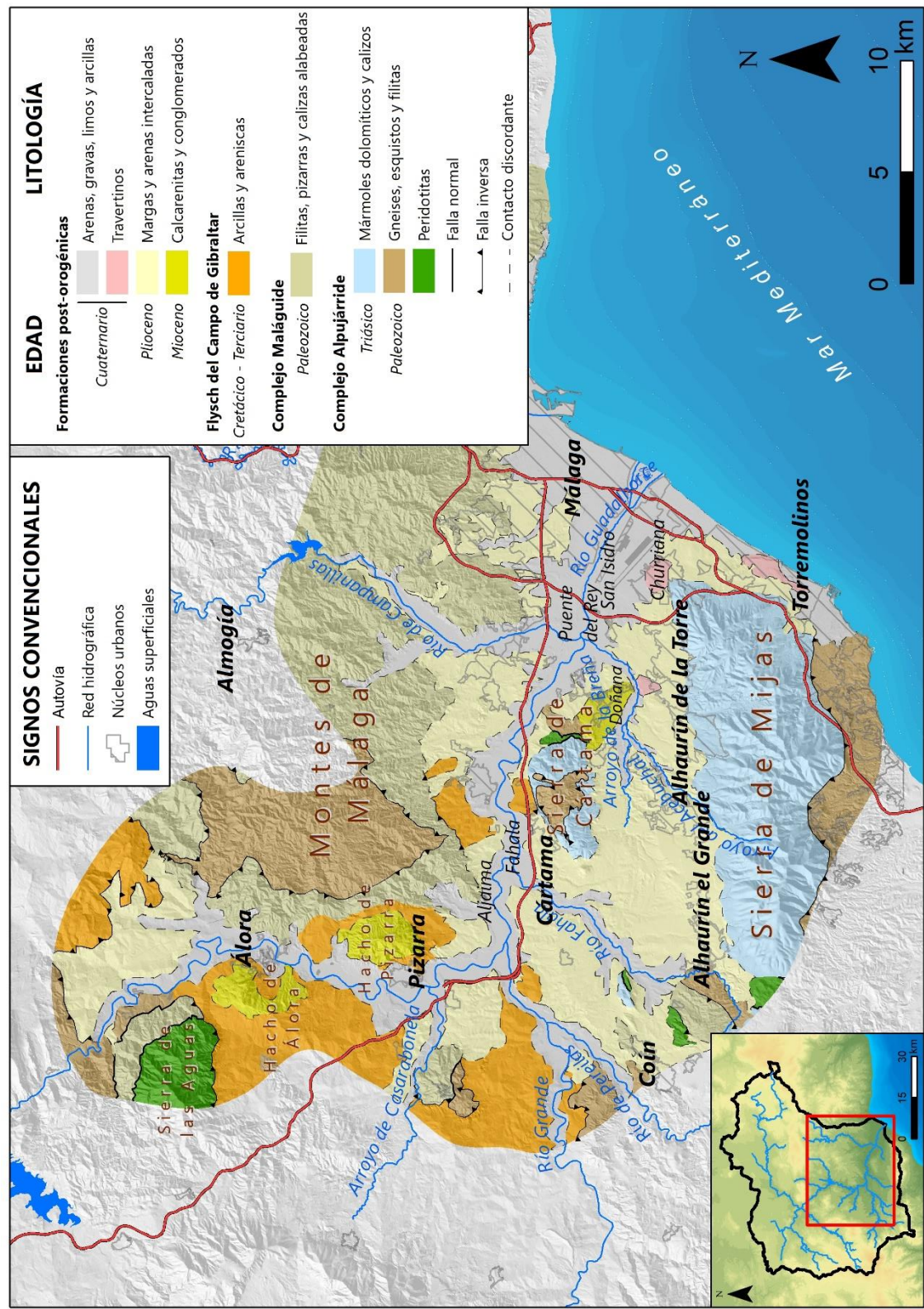


Figura 2.17. Mapa geológico del Bajo Guadalhorce. Elaborado a partir de IGME (1978)

Los depósitos más antiguos del relleno sedimentario de la cuenca son calcarenitas y conglomerados del Mioceno Superior. Sobre éstos, discordantes, se sitúan materiales pliocenos formados por un conglomerado basal, discontinuo lateralmente, y una potente serie de margas con intercalaciones arenosas hacia techo. La secuencia sedimentaria termina con materiales cuaternarios (Linares *et al.*, 1995): brechas, conglomerados y travertinos en los bordes cercanos a las sierras carbonatadas; sedimentos aluviales (cantos rodados, arenas y limos) en la llanura del río Guadalhorce y sus afluentes, así como arenas de playa en la costa. Estos sedimentos cuaternarios encuentran su mayor desarrollo entre el río Campanillas y el mar Mediterráneo.

2.2.1. Estratigrafía de la cuenca de Málaga

2.2.1.1. Materiales del substrato

El substrato de la cuenca está formado por los complejos Alpujárride y Maláguide (Fig. 2.17 y 2.18) (IGME, 1983). El primero se encuentra en posición tectónica más baja y aflora fundamentalmente en el borde meridional (Sierra Blanca – Sierra de Mijas), en el sector central (Sierra de Cártama) y en el borde noroccidental, al oeste de los municipios de Álora y Pizarra (Fig. 2.17). Se trata de una serie de rocas (gneises, esquistos, filitas y cuarcitas) de edad Paleozoico, y de mármoles dolomíticos y calizos de edad Triásico. Existen varios afloramientos (sector oriental de la Sierra de Cártama, proximidades de Coín o Sierra de las Aguas) de rocas ultrabásicas (peridotitas), pertenecientes al complejo Alpujárride, que han sufrido procesos de serpentización (IGME, 1983).

El Complejo Maláguide se sitúa por encima del Alpujárride y se puede encontrar principalmente en el borde noreste del área de estudio. Está constituido por pizarras, esquistos y calizas alabeadas, de edad Paleozoico, así como por formaciones carbonatadas y margosas, de edad Jurásico-Cretácico, que no afloran en el área de estudio.

El Flysch del Campo de Gibraltar constituye el substrato de la cuenca sedimentaria en el sector noroeste. Está formada por un conjunto heterogéneo de arcillas, margas y areniscas de edad Eoceno-Oligoceno-Mioceno Inferior.

2.2.1.2. Materiales postorogénicos

2.2.1.2.1. Mioceno medio-superior

Se trata de sedimentos detríticos groseros (calcarenitas y conglomerados) depositados en medio marino y procedentes de materiales alpujárrides y maláguides (IGME, 1983). La mayor potencia de estos afloramientos es de 200 m (Hachos de Álora y Pizarra). No obstante, existen otros afloramientos al norte de la Sierra de Mijas, en las proximidades de la Sierra de Cártama, de características semejantes a los anteriores, aunque de menor potencia (IGME, 1983).

2.2.1.2.2. Plioceno

Los materiales característicos, tanto aflorantes como en profundidad (IGME, 1983; Linares *et al.*, 1995) son margas y arcillas con algunos tramos de arenas y gravas, cuyo espesor y extensión lateral son limitados. Se trata de formaciones marinas con abundantes fósiles y niveles detríticos. Los afloramientos pliocenos se extienden desde Álora hasta la desembocadura del río Guadalhorce (Fig. 2.17).

Los reconocimientos geológicos efectuados y la interpretación de las nuevas columnas de los sondeos mecánicos perforados han permitido diferenciar varios tramos en esta formación (Fig. 2.18):

- *Conglomerado de base*
Se suelen encontrar entre 350 y 400 metros de profundidad. Presentan clastos de grano medio-fino, con matriz arcillo-limosa y de procedencia mayoritariamente paleozoica (gneises, esquistos y filitas). No obstante, existen algunos pequeños afloramientos al norte de Alozaina y entre Alhaurín de la Torre y Alhaurín el Grande.
- *Margas y arcillas*
Muy bien representadas al norte de Alhaurín de la Torre y al oeste de Málaga. Se trata de margas y arcillas de color gris azuladas (amarillentas-ocres por alteración), que pueden alcanzar potencias de hasta 400 metros.
- *Arenas y gravas*
Constituyen intercalaciones dentro del paquete margoso, con espesores de entre 10 y 40 metros. No aparecen de manera continua y presentan cambios laterales de facies hacia arcillas más o menos arenosas.



2.2.1.2.3. Cuaternario

Está formado principalmente por los sedimentos depositados por el río Guadalhorce y los materiales de piedemonte. El aluvial se extiende desde el norte del Hacho de Álora hasta la desembocadura del río Guadalhorce y constituye la vega del Bajo Guadalhorce (Fig. 2.17). Está formado por gravas, arenas, limos y arcillas, con una potencia variable (de 8 a 50 m).

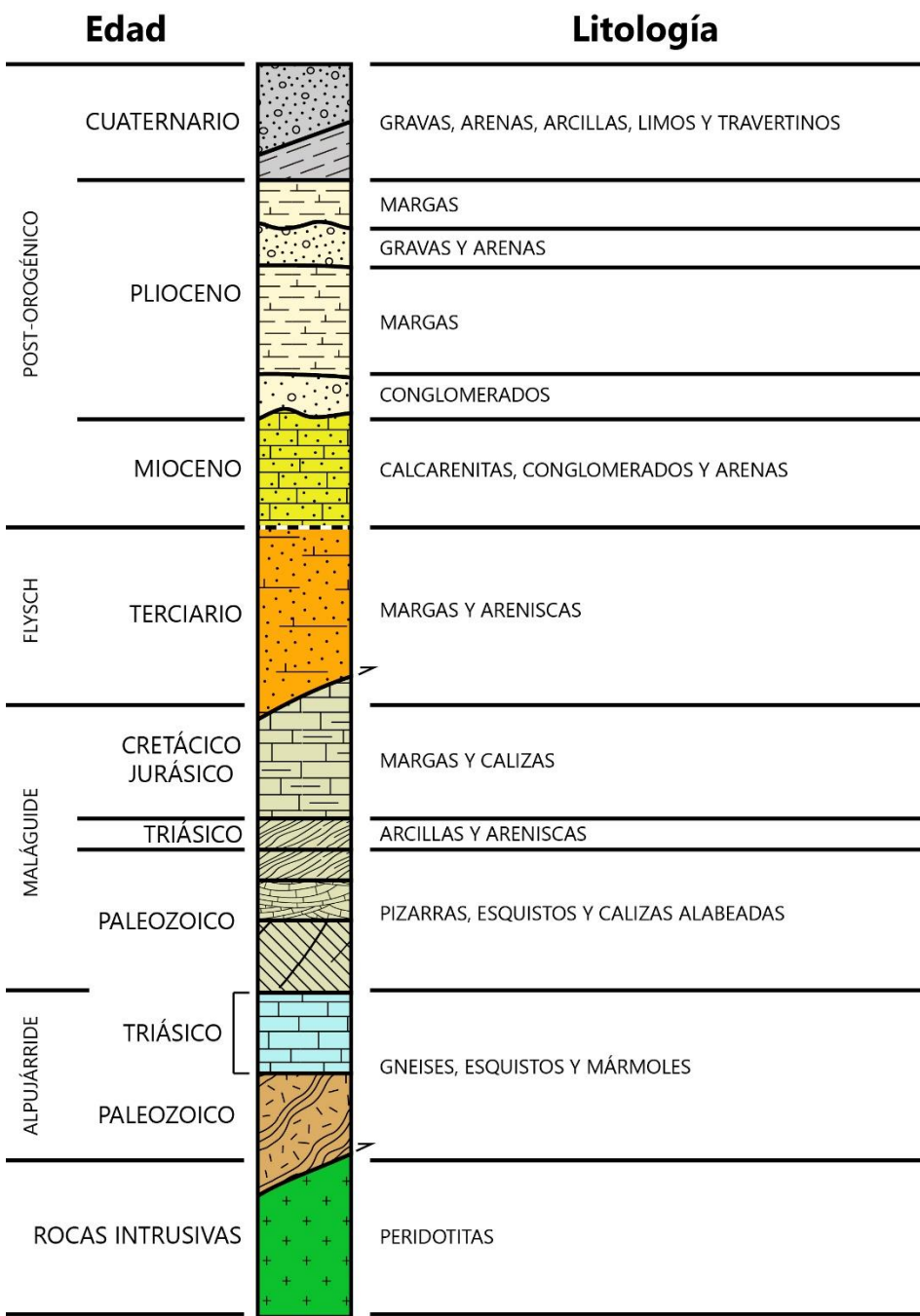


Figura 2.18. Secuencia litológica de la cuenca sedimentaria del Bajo Guadalhorce



Los depósitos coluviales y los conos de deyección se encuentran formando el piedemonte. Su litología está constituida por brechas, conglomerados, gravas y arenas, con algunos tramos de arcillas. Los clastos proceden de los materiales que constituyen los macizos de borde.

En el conjunto de materiales cuaternarios también se incluyen las costras calcáreas y los travertinos ubicados al este y noreste de la Sierra de Mijas, que suelen estar en relación con las sierras carbonatadas y junto a manantiales antiguos, actualmente secos. Estos afloramientos se encuentran próximos a Alhaurín de la Torre, en el núcleo urbano de Churriana o en el sector de Torremolinos (Fig. 2.17).

2.3. GEOMORFOLOGÍA

El área de estudio presenta el relieve típico de un valle fluvial, por el que discurre el río Guadalhorce a lo largo de un eje de dirección NO-SE (Fig. 2.19), N-S entre Álora y Pizarra.

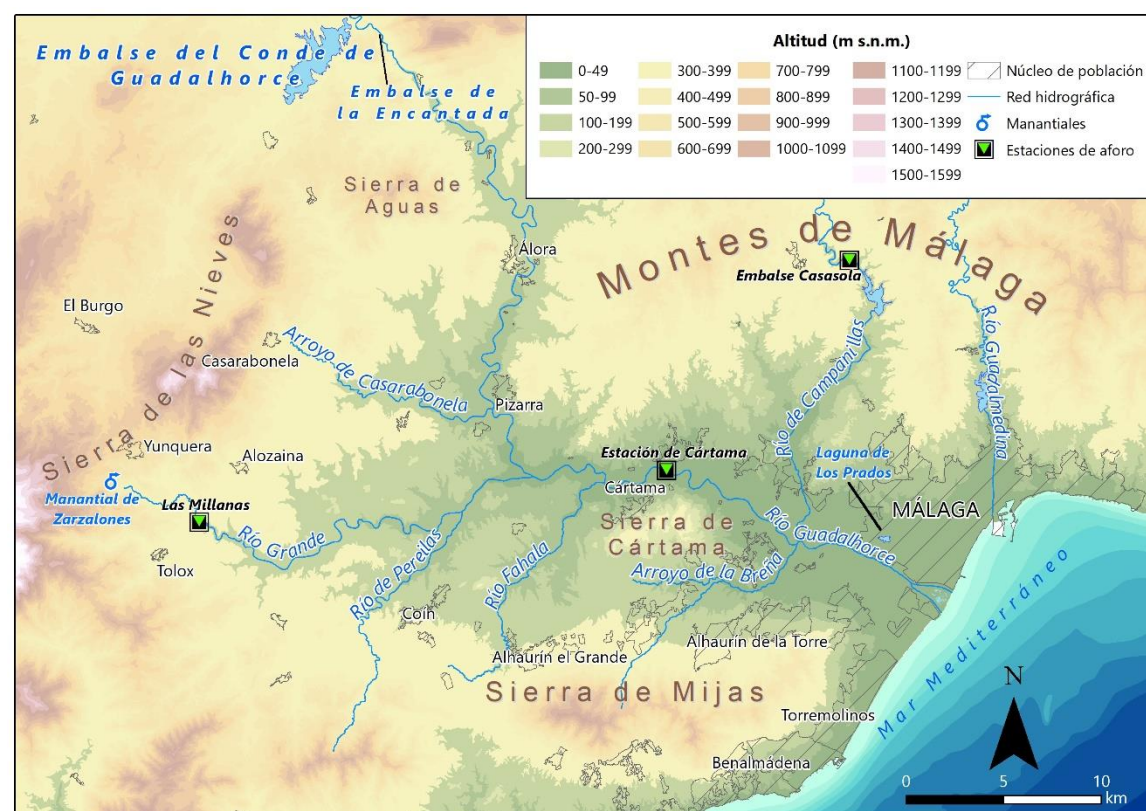


Figura 2.19. Mapa de altitudes del área de estudio y situación de algunas estaciones de aforo de caudales en ríos

Los valores de altitud en gran parte del valle varían entre 0 y 100 m s.n.m. (Fig. 2.19), con una pendiente media inferior al 5% (Fig. 2.20). En el mapa de pendientes se diferencia la llanura de inundación (con menores valores de pendiente y mayor extensión en la zona costera) de las terrazas aluviales y relieves colindantes.

Prácticamente todo el sector costero puede considerarse como llano, con pendientes inferiores al 5 % y apenas unos metros de desnivel, provocados en mayor parte por el encauzamiento y bifurcación del río.

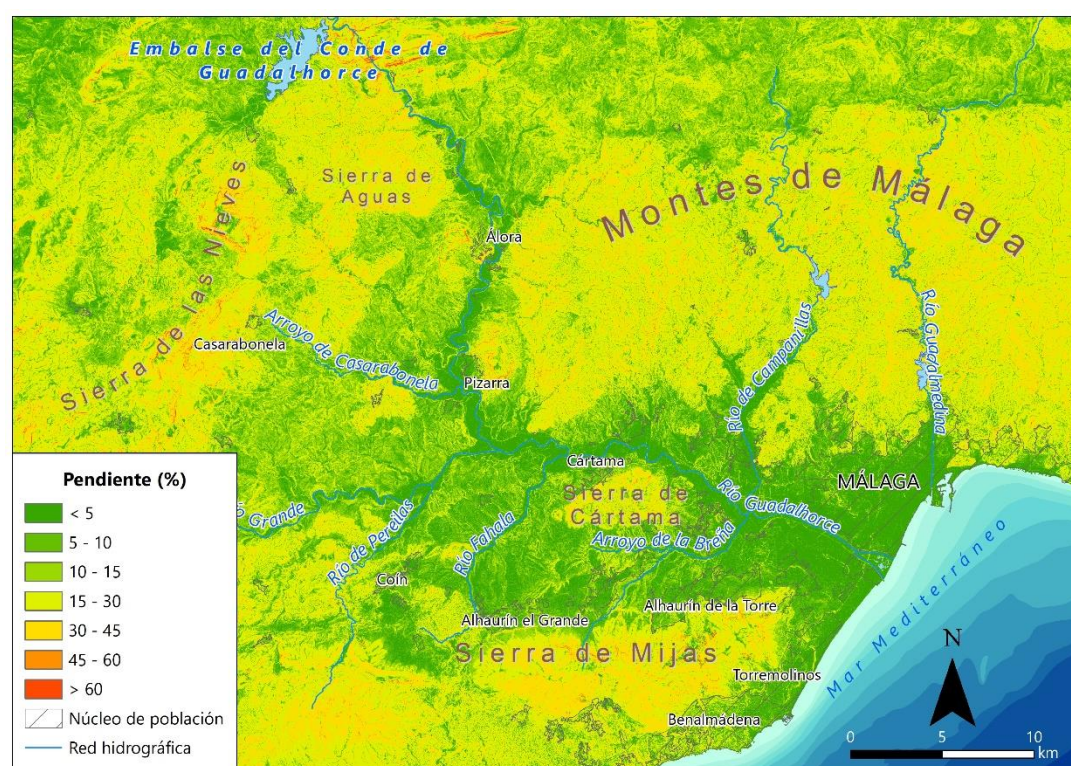


Figura 2.20. Mapa de pendientes del área de estudio

En la zona costera se ubican los humedales artificiales, que están influenciados por la dinámica litoral, fluvial y mareal (Consejería de Medio Ambiente, 2005). No obstante, en el Bajo Guadalhorce existen restos de humedales naturales, como la laguna de Los Prados (Fig. 2.19), cuyo funcionamiento hidrogeológico está asociado al de los materiales pliocenos en los que se encuentra (Mudarra y Andreo, 2009).

El aporte de sedimentos que realiza el río en la zona de la desembocadura, junto con los arrastres de arenas de playa propios de la dinámica litoral, ocasionan frecuentemente la colmatación de uno o de ambos brazos en su desembocadura.



En el sector costero se localizan también algunas formas eólicas, como pequeñas dunas de playa.

2.4. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

2.4.1. Principales ríos y características de flujo

El área de estudio se encuentra recorrida, longitudinalmente, por el río Guadalhorce, aguas abajo del embalse del mismo nombre y del de La Encantada, al norte de Álora. A lo largo de su recorrido hasta el mar Mediterráneo, recibe agua de diversos afluentes (Fig. 2.19), como son los arroyos de Casarabonela o de la Breña -entre otros-, de entidad menor, y de los ríos Grande, Fahala y Campanillas, de mayor caudal.

2.4.1.1. Río Guadalhorce

El río Guadalhorce es el de mayor longitud de la provincia de Málaga, aunque nace en la provincia de Granada, desde donde recorre 158 km hasta su desembocadura en el mar Mediterráneo. Se clasifica como masa de agua superficial muy modificada (Sánchez, 2010) por la alteración de su régimen hidrológico debido a los embalses del Guadalhorce y Casasola (Fig. 2.19), así como por el encauzamiento realizado en su tramo final.

El caudal del río fluctúa según sus tramos, debido a las múltiples tomas o derivaciones de agua superficial que existen a lo largo de su curso, así como al aporte de vertidos de agua residual y, también, a la interacción que presenta con el agua subterránea de los depósitos aluviales sobre los que fluye. El caudal medio registrado en la estación de aforos que hay en la población de Estación de Cártama (Fig. 2.19) es de 12 m³/s, con caudales medios que pueden observarse en la tabla 2.4. En épocas de estiaje puede llegar a no presentar caudal, mientras que en periodos de abundancia de lluvias se han registrado caudales punta cercanos a los 1.200 m³/s (Fig. 2.21). El caudal tiende a aumentar hacia la desembocadura, debido a los aportes de los principales afluentes y a las aportaciones subterráneas.

Tabla 2.4. Régimen de caudales mensuales medios (m³/s) del río Guadalhorce a su paso por Estación de Cártama (DHCMA, 2015a)

Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
14,04	25,08	26,76	16,80	9,12	6,72	4,80	4,68	5,28	6,36	9,72	14,16

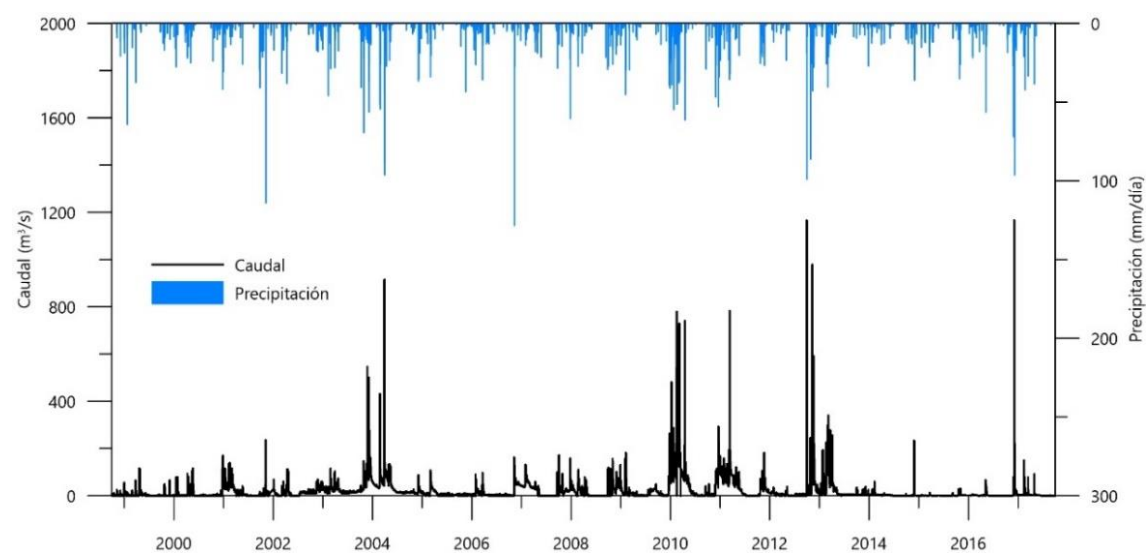


Figura 2.21. Evolución temporal del caudal (m³/s) del río Guadalhorce en la estación de aforos de Estación de Cártama entre 1998 y 2017. Fuente: S.A.I.H. Hidrosur

2.4.1.2. Río Grande

El río Grande nace en el manantial de Zarzalones (Fig. 2.19), en la Sierra de las Nieves, y presenta 30 km de longitud. El manantial aporta agua prácticamente durante todo el año, aunque en estiaje casi se agota (Fig. 2.22), y tiene un caudal medio de 1,2 m³/s en la estación de aforos de Las Millanas (véase situación en figura 2.19). Este río, en su recorrido hacia el valle del Guadalhorce, presenta buen número de afluentes y una cuenca vertiente de 300 km², por lo que en ocasiones su caudal es mayor que el del río Guadalhorce aguas arriba de su confluencia. No obstante, las medidas de caudal en dicho punto se reducen a algunas puntuales llevadas a cabo en el marco de la presente tesis doctoral para verificar este hecho (Tabla 2.5).

Tabla 2.5. Datos puntuales del caudal medidos en los ríos Guadalhorce y Grande a escasos metros aguas arriba de su confluencia. Véase localización en la figura 2.24

Fecha	Río	Caudal (l/s)
17/02/15	Guadalhorce	869
	Grande	300
12/04/16	Guadalhorce	755
	Grande	812
16/01/17	Guadalhorce	179
	Grande	2380

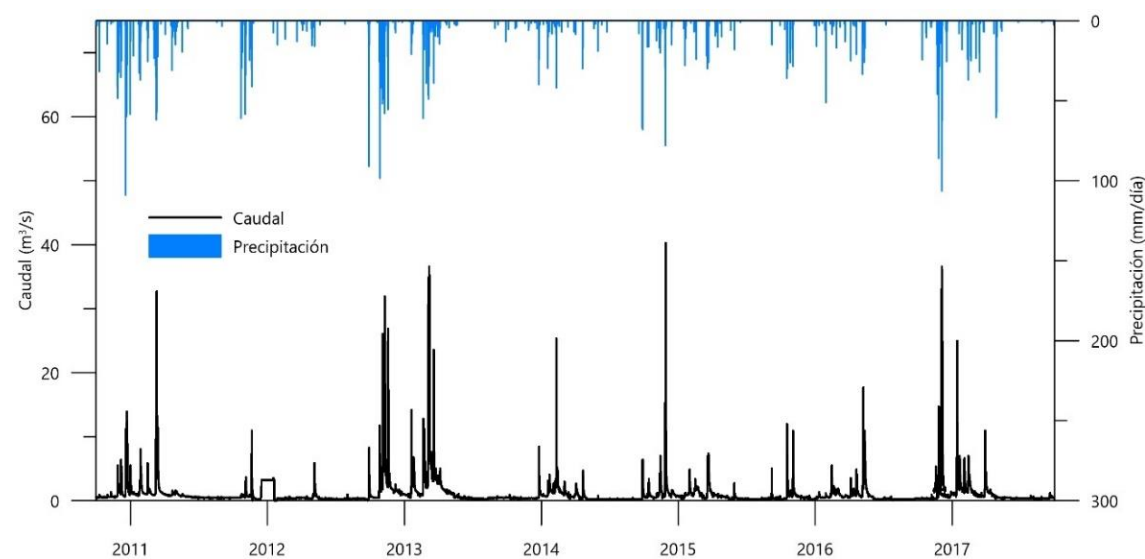


Figura 2.22. Evolución temporal del caudal (m^3/s) del río Grande en la estación de aforos de Las Millanas entre 2010 y 2017. Fuente: S.A.I.H. Hidrosur

2.4.1.3. Río Fahala

Se trata de un río de menor entidad, de 16 km de longitud, que nace entre Sierra de Mijas y Sierra Blanca. Tiene pocos aportes de afluentes, mientras que parte de su caudal proviene de los vertidos sin depurar del municipio de Alhaurín el Grande. El caudal medio en las campañas efectuadas en las fechas de la tabla 2.5 es del orden de los 200 l/s.

2.4.1.4. Río Campanillas

Es un cauce de 45 km de longitud que se encuentra regulado por la presa de Casasola, lo que condiciona su régimen hidrológico. Al norte de este embalse discurre sobre los materiales de baja permeabilidad de los Montes de Málaga, mientras que al sur acaba fluyendo sobre sus depósitos aluviales hasta desembocar en el río Guadalhorce, donde en raras ocasiones presenta un caudal visible en superficie. En periodos de abundancia de precipitaciones, se han registrado caudales de hasta 22 m^3/s (Fig. 2.23), aguas arriba del embalse (Fig. 2.19), según datos de la DHCMA. Confluye con el río Guadalhorce a pocos kilómetros de la desembocadura.

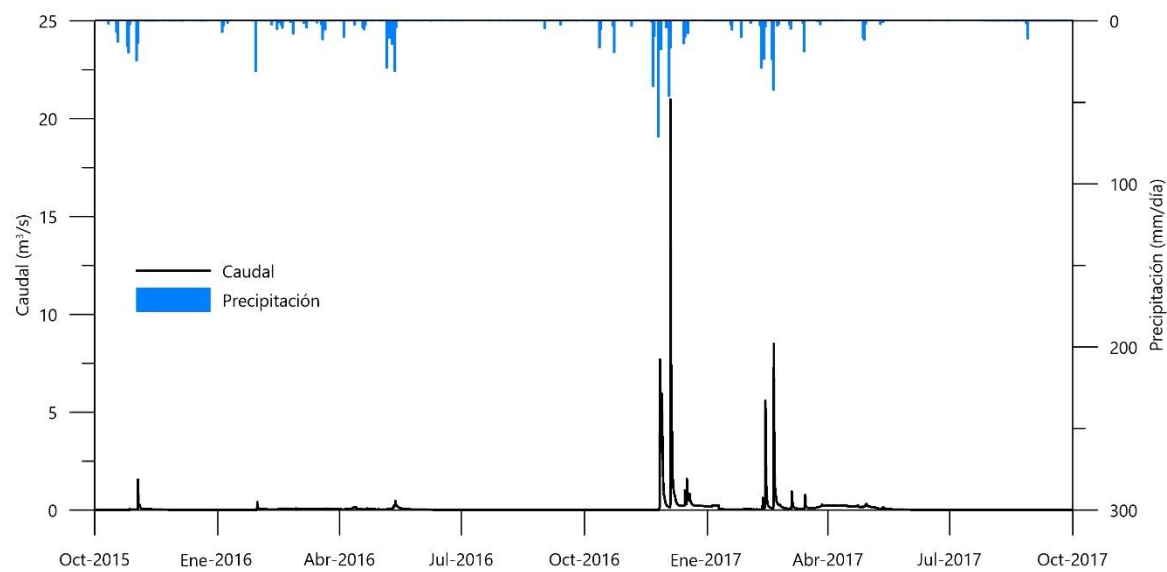


Figura 2.23. Evolución temporal del caudal (m^3/s) del río Campanillas en la estación de aforos de la cola del embalse de Casasola entre 2015 y 2017. Fuente: S.A.I.H. Hidrosur

2.4.2. Composición química y calidad del agua

La composición química de las aguas superficiales varía en función de las características geológicas del área por la que discurren y de las actividades humanas en su entorno. En un muestreo de caracterización química general, llevado a cabo en el marco de la presente tesis doctoral en diciembre de 2015, se comprobó que las aguas de los ríos Grande y Pereilas y el arroyo de la Breña muestran facies bicarbonatadas cálcicas y magnésico-cálcicas (Fig. 2.24), debido a la naturaleza carbonatada de los materiales de los que proceden, así como a la escasa influencia de las presiones existentes en sus cuencas hidrográficas. En cambio, el arroyo de Casarabonela y el río Fahala presentan facies mixtas, con una mayor mineralización y contenido en cloruros y sulfatos, resultado de los vertidos de aguas residuales que tienen lugar aguas arriba de los puntos de muestreo. En el río Guadalhorce se observa un predominio de facies hidroquímicas cloruradas sódicas y alta mineralización, aunque se aprecia un ligero incremento en la proporción de SO_4^{2-} hacia aguas abajo. Las facies cloruradas sódicas se deben a la influencia que recibe el río Guadalhorce, aguas arriba de los embalses, procedente de los materiales evaporíticos, compuestos por arcillas con halita y yeso, por los que discurre. La existencia y aumento de la concentración de SO_4^{2-} se debe fundamentalmente a la disolución de los yesos y, en menor medida, al uso de

fertilizantes con este componente a lo largo de la cuenca (Sánchez, 2010; Urresti *et al.*, 2015).

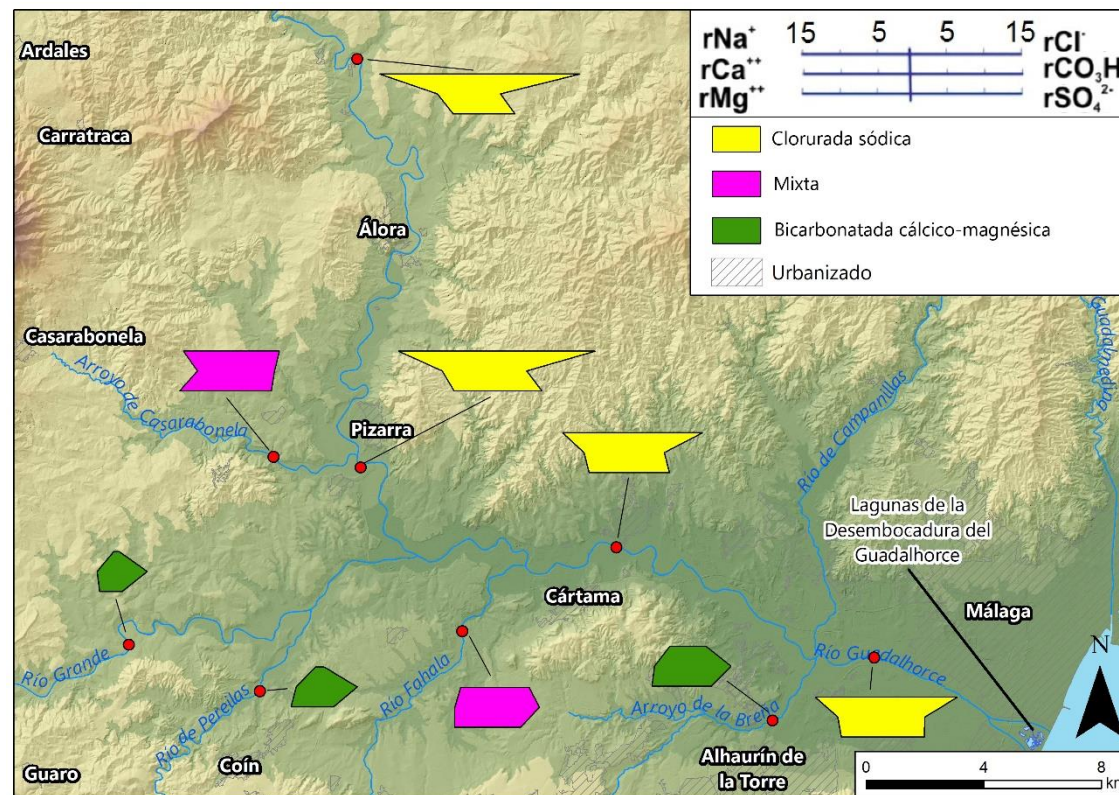


Figura 2.24. Diagramas de Stiff y facies hidroquímicas de las muestras de aguas superficiales del valle del Guadalhorce tomadas el 17/12/2015

El estado ecológico y químico de las masas de agua superficial del Bajo Guadalhorce, según la DHCMA (2015), se muestra en la tabla 2.6. Sólo presentan buen estado aquellos ríos o arroyos que no sufren presiones puntuales o difusas en su recorrido. No obstante, Sánchez (2010) estudió varios de estos cursos fluviales y les asignó las categorías de “impacto somero e impacto importante” en lo que respecta a su estado químico, con especial relevancia en la concentración de metales y compuestos nitrogenados, así como a la salinización.

La escasez de estados ecológicos “buenos” en las masas de agua superficial del valle del Guadalhorce se debe, en gran medida, a las presiones a las que está sometida, tales como vertidos de aguas residuales sin depurar, agricultura con uso de fertilizantes y otro tipo de vertidos de industrias.

Tabla 2.6. Estado ecológico y químico de las principales masas de aguas superficiales del Bajo Guadalhorce (DHCMA, 2015a)

Río o arroyo	Estado ecológico	Estado químico
Casarabonela	Bueno	Bueno
Grande	Bueno	Bueno
Pereilas	Moderado	Bueno
Guadalhorce (embalses-Álora)	Moderado	Bueno
Guadalhorce (Álora – río Grande)	Moderado	Bueno
Fahala	Deficiente	Moderado
Breña	Malo	Malo
Bajo Campanillas	Moderado	Bueno
Guadalhorce (río Grande – río Campanillas)	Deficiente	Bueno
Guadalhorce (río Campanillas – desembocadura)	Moderado	Bueno

2.4.3. Usos del agua

En el valle del Guadalhorce ha existido desde antaño un aprovechamiento continuado del agua subterránea, mediante la excavación de pozos y galerías, para el riego de cultivos, en su mayoría cítricos y hortalizas.

La superficie regable en el valle del Guadalhorce es de 12.866 ha, con una demanda total de 50 hm³/año (DHCMA, 2015a). No obstante, la mayor parte de esta demanda se satisface mediante regulación de cauces superficiales -azudes- y aguas procedentes de los embalses del Guadalhorce (Figs. 2.25 y 2.26). En el azud de Paredones se deriva el canal principal de la margen izquierda, con una capacidad de 4.000 l/s (MAPA, 2004). Además, parte del agua que fluye por este canal se utiliza también para abastecer a la ciudad de Málaga, con un caudal variable entre 1.900 y 2.100 l/s. Otra derivación importante de agua superficial es la existente en el azud de Aljaima (Fig. 2.25), destinada exclusivamente al abastecimiento de Málaga, con un caudal medio de 600 l/s.

En la figura 2.25 se ha representado la campaña más completa de aforos de caudal, llevados a cabo el 16/01/2017, a lo largo del río Guadalhorce y en el río Grande. Se aprecia un aumento progresivo del caudal conforme los ríos discurren hacia el mar, con la excepción del tramo ubicado entre las confluencias del arroyo de Casarabonela y el río Grande con el Guadalhorce, donde se registra un descenso de caudal de más de 1.000 l/s, lo cual tiene ciertas implicaciones hidrogeológicas, que serán tratadas más adelante en la presente tesis doctoral. Aguas abajo de la unión de estos dos últimos ríos, el caudal continúa aumentando.

2.4. Hidrología superficial

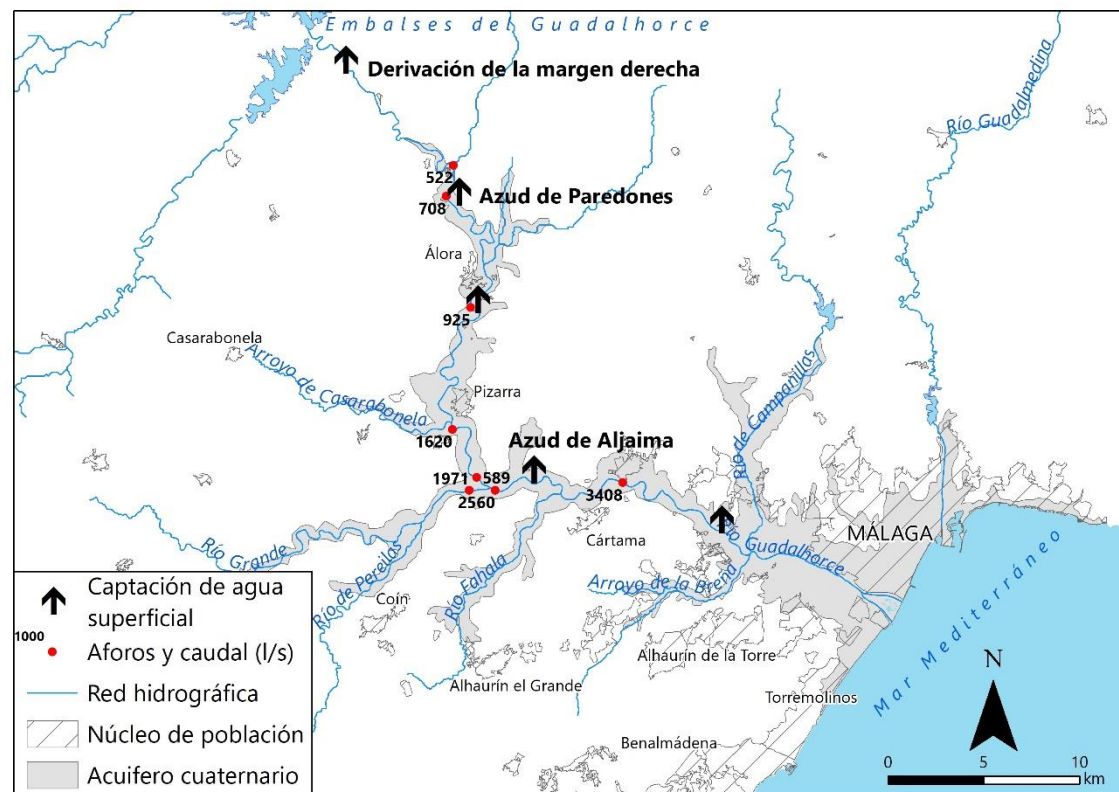


Figura 2.25. Tomas de agua superficial del río Guadalhorce para diferentes usos y resultados de la campaña de aforos de caudales medidos el 16/01/2017



Figura 2.26. Compuertas (izquierda) y canal de derivación (derecha) en el azud de Paredones

En el sector costero ha tenido lugar una reducción notable de los bombeos debido a los grandes cambios en el uso del suelo que han acontecido: la superficie agrícola ha dado paso en gran medida al encauzamiento del río Guadalhorce, lugares de ocio, polígonos industriales y ampliación del aeropuerto de Málaga (Fig. 1.3). En toda esta área los principales regadíos se situaban en la margen derecha, mientras que en la margen izquierda se ubicaban varios polígonos industriales,



como Guadalhorce y Santa Teresa. Hasta mediados de la década de los 90 del pasado siglo, las extracciones de agua subterránea para abastecimiento de la ciudad de Málaga en los sectores de Puente del Rey y San Isidro (véase Fig. 2.17), eran del orden de los 15 hm³/año (Andreo *et al.*, 2002).

2.5. SOCIEDAD Y TERRITORIO

La comarca del Valle del Guadalhorce, dentro de la cual se ubica gran parte del área de estudio, constituye el centro geográfico de la provincia de Málaga (Fig. 2.27). Está formada por los municipios de Alhaurín de la Torre, Alhaurín el Grande, Almogía, Álora, Cártama, Coín, Pízarra y Valle de Abdalajís.



Figura 2.27. Localización geográfica de la comarca del Valle del Guadalhorce dentro de la provincia de Málaga (MADECA, 2014).

La población de la comarca en 2019 era de 141.924 habitantes (INE, 2020), distribuida mayoritariamente en los principales núcleos urbanos, aunque existen múltiples diseminados y viviendas unifamiliares distribuidas por todo el territorio (densidad de población de 171 hab/km²).

La principal actividad económica de la comarca del Valle del Guadalhorce es la agricultura (más de 65.000 ha), con una amplia mayoría de cultivos leñosos, entre los que se encuentran plantaciones de cítricos, frutales y olivares. Grandes extensiones de naranjos y limoneros caracterizan el paisaje del valle del

2.5. Sociedad y territorio

Guadalhorce, así como amplias variedades de frutales, que, a su vez, requieren agua para poder ser productivos.

Una parte del área de estudio se ubica dentro del municipio de Málaga, en la desembocadura del río Guadalhorce y colindante con el mar Mediterráneo. En este caso, la población censada en 2017 era de 569.002 habitantes, con una densidad de población de 1.440 hab/km²). Dicha población se concentra a lo largo de la costa del municipio.

Málaga es un destino que atrae a millones de turistas cada año, lo que hace del sector servicios el más importante del municipio. No obstante, el atractivo turístico conlleva una creciente presión sobre los recursos naturales, y en especial sobre los recursos hídricos, para satisfacer las necesidades de abastecimiento de una población que en verano puede llegar a duplicarse.



CAPÍTULO 3

HIDROGEOLOGÍA DE LOS ACUÍFEROS PLIO- CUATERNARIOS DEL BAJO GUADALHORCE

Definición de los acuíferos plio-cuaternarios del Bajo Guadalhorce

Inventario de puntos de agua

Piezometría

- Registros piezométricos
- Mapas de isopiezas del acuífero cuaternario
- Registros continuos de cotas piezométricas

Composición química de las aguas

- Campañas de muestreo
- Registros continuos de conductividad eléctrica y temperatura
- Registros verticales de conductividad eléctrica y temperatura

Estimación de parámetros hidrogeológicos mediante la influencia de las mareas

Análisis de la validez de los parámetros hidrogeológicos del acuífero cuaternario

3.1. DEFINICIÓN DE LOS ACUÍFEROS PLIO-CUATERNARIOS DEL BAJO GUADALHORCE

Los materiales de interés acuífero que existen en la cuenca sedimentaria de Málaga (Figs. 2.17 y 3.1) se agrupan en la denominada masa de agua subterránea del Bajo Guadalhorce, que ocupa una extensión de 270 km². Para ofrecer una visión general de la distribución de estos materiales en profundidad se han llevado a cabo varios cortes hidrogeológicos (véase situación en la figura 3.1), elaborados a partir de la bibliografía existente y modificados con datos actualizados en el marco de esta tesis. En el corte hidrogeológico I-I' (Fig. 3.2) se muestran, de manera simplificada, los principales acuíferos existentes en el área de estudio, que se describen a continuación (IGME, 1983; Linares *et al.*, 1995; ITGE, 1996).

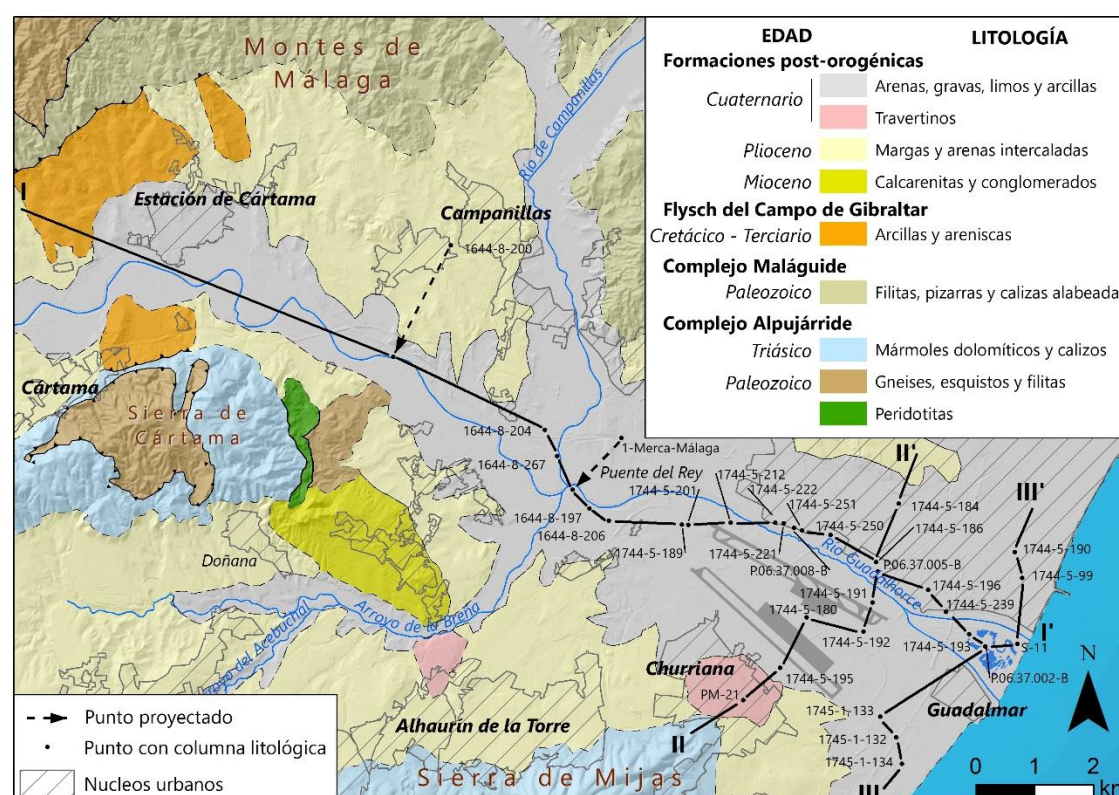


Figura 3.1. Mapa hidrogeológico y localización de los cortes hidrogeológicos I-I' a III-III'

– Acuífero mioceno

Formado por conglomerados y calcarenitas del Mioceno Superior, cuyos afloramientos principales son los Hachos de Álora y Pizarra, y el borde suroriental de la Sierra de Cártama, que reciben alimentación de la precipitación; en el último caso probablemente también de los mármoles de la sierra. La porosidad de las

calcarenitas es de tipo intergranular, aunque localmente también por fracturación y ligera karstificación, y su transmisividad es baja.

El Hacho de Pizarra se drena hacia el borde occidental por varios manantiales, algunos de los cuales son utilizados para abastecimiento urbano y otros para riego, aunque los caudales son de poca magnitud. El Hacho de Álora también se drena por manantiales de bajo caudal.

Al este del núcleo urbano de Doñana, al sur de Sierra de Cártama, existe un pequeño afloramiento de estos materiales (Fig. 3.1), cuya agua subterránea es explotada mediante sondeos.

Es posible que las calcarenitas del Mioceno constituyan un acuífero en profundidad, en algunos sectores, como continuación de los afloramientos superficiales, debajo del relleno plioceno de la cuenca de Málaga (Fig. 3.2).

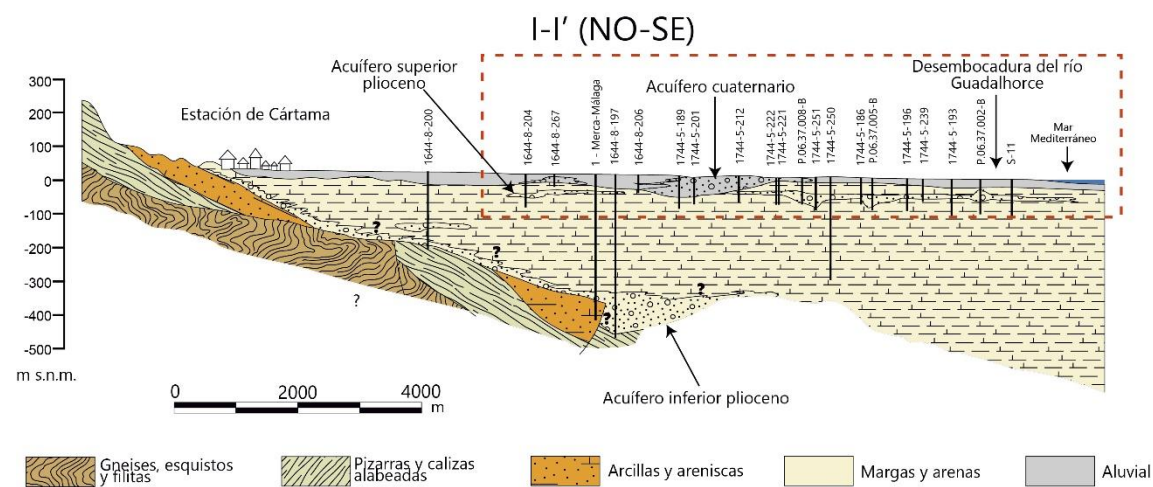


Figura 3.2. Corte geológico I-I' del Bajo Guadalhorce (modificado de Vadillo et al., 2007a). Ver situación del corte en la figura 3.1. El recuadro rojo en línea discontinua indica la zona sobre la que se ha realizado un corte de detalle (Fig. 3.5)

– Acuífero inferior plioceno

Está constituido por un conjunto basal, discontinuo, de gravas y cantos rodados depositados en el Plioceno Inferior, que se encuentra confinado por una potente serie margosa suprayacente (>350 m). El sustrato del acuífero está formado por arcillas escamosas del Flysch o el sustrato paleozoico, en función del sector (CHS, 1996). El espesor de este acuífero, cuando existe, está comprendido entre 10 y 70 metros. Los sondeos que lo captan suelen ser surgentes.

– Acuífero superior plioceno

Se trata de un acuífero semiconfinado (Linares *et al.*, 1995), formado por las intercalaciones de arenas y gravas ubicadas hacia el techo de la secuencia margosa pliocena. En la figura 3.3 se puede observar la diferencia entre las margas y los tramos arenosos, cuya potencia puede alcanzar hasta varias decenas de metros (Fig. 3.4). Estos niveles detríticos se han detectado principalmente en el sector comprendido entre la confluencia del río Campanillas con el Guadalhorce y la costa. En el sector central del valle es donde el acuífero superior plioceno alcanza una extensión lateral de entre 1 y 2 km y los máximos espesores. El análisis y reinterpretación de columnas litológicas que se ha llevado a cabo en el marco de esta tesis doctoral ha permitido completar el realizado por Linares *et al.* (1995), gracias a la obtención de nueva información procedente de perforaciones más recientes y de sondeos surgentes en el sector costero, lo que permite constatar la conexión hidrogeológica entre este acuífero y el inmediatamente superior – acuífero cuaternario- (Fig. 3.5), de forma análoga a lo que ocurre en otros acuíferos costeros mediterráneos como el del río Vélez (García Aróstegui *et al.*, 2007) o el del río Llobregat (Gàmez, 2007). Esta conexión hidrogeológica puede tener su origen en la erosión de la serie estratigráfica pliocena previa al depósito de los sedimentos del Cuaternario (Fig. 3.5).



Figura 3.3. Ejemplo de testigos de sondeos de los tramos margoso (izquierda) y arenoso (derecha) de los materiales superiores de la secuencia pliocena del Bajo Guadalhorce, extraídos de los piezómetros construidos en el sector de la desembocadura, en el marco de la presente tesis doctoral. La longitud de cada fila es de 1 m

Existen abundantes sondeos cuyo objetivo era captar agua del acuífero superior plioceno, sobre todo en los sectores de más espesor, aunque hace unas décadas su explotación (Linares *et al.*, 1995) era mayor que en la actualidad. No obstante, la tubería de muchos de los sondeos se ranuraba para obtener agua procedente tanto de este acuífero como del cuaternario, lo que contribuye a la circulación de agua entre ambos a través de las perforaciones.

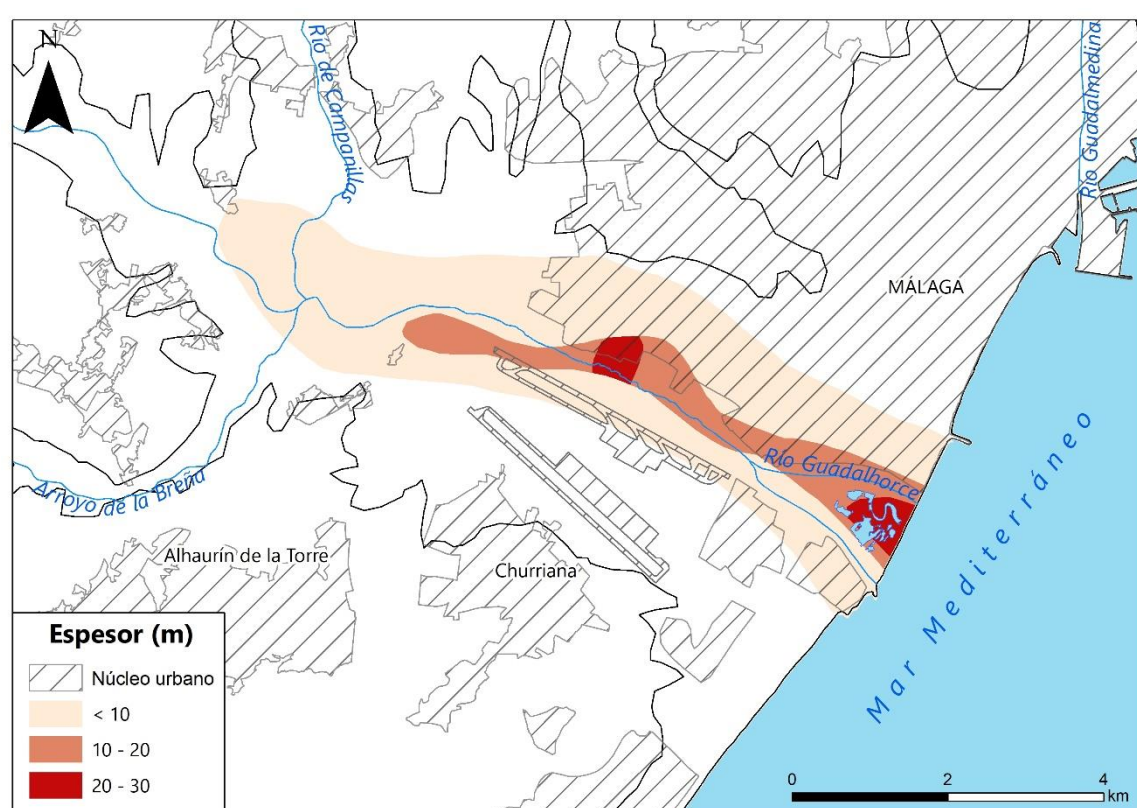


Figura 3.4. Espesor y extensión lateral del acuífero superior plioceno (tomado y modificado de Linares *et al.*, 1995)

En algunos sectores se han podido calcular valores de transmisividad del orden de 120-240 m²/día mediante ensayos de bombeo realizados en diversos sondeos (Linares *et al.*, 1988).

En el marco del proyecto de restauración de humedales mediante agua regenerada desarrollado en esta tesis se llevó a cabo una campaña de perforación de piezómetros, en la que se cogieron muestras de sedimentos para llevar a cabo granulometrías, con el fin de calcular la permeabilidad de los materiales (Tabla 3.1). Los valores medios así estimados para las arenas y gravas que constituyen el acuífero superior plioceno en esta área fueron de 6,8 m/día.

3.1. Definición de los acuíferos Plio-Cuaternarios del Bajo Guadalhorce

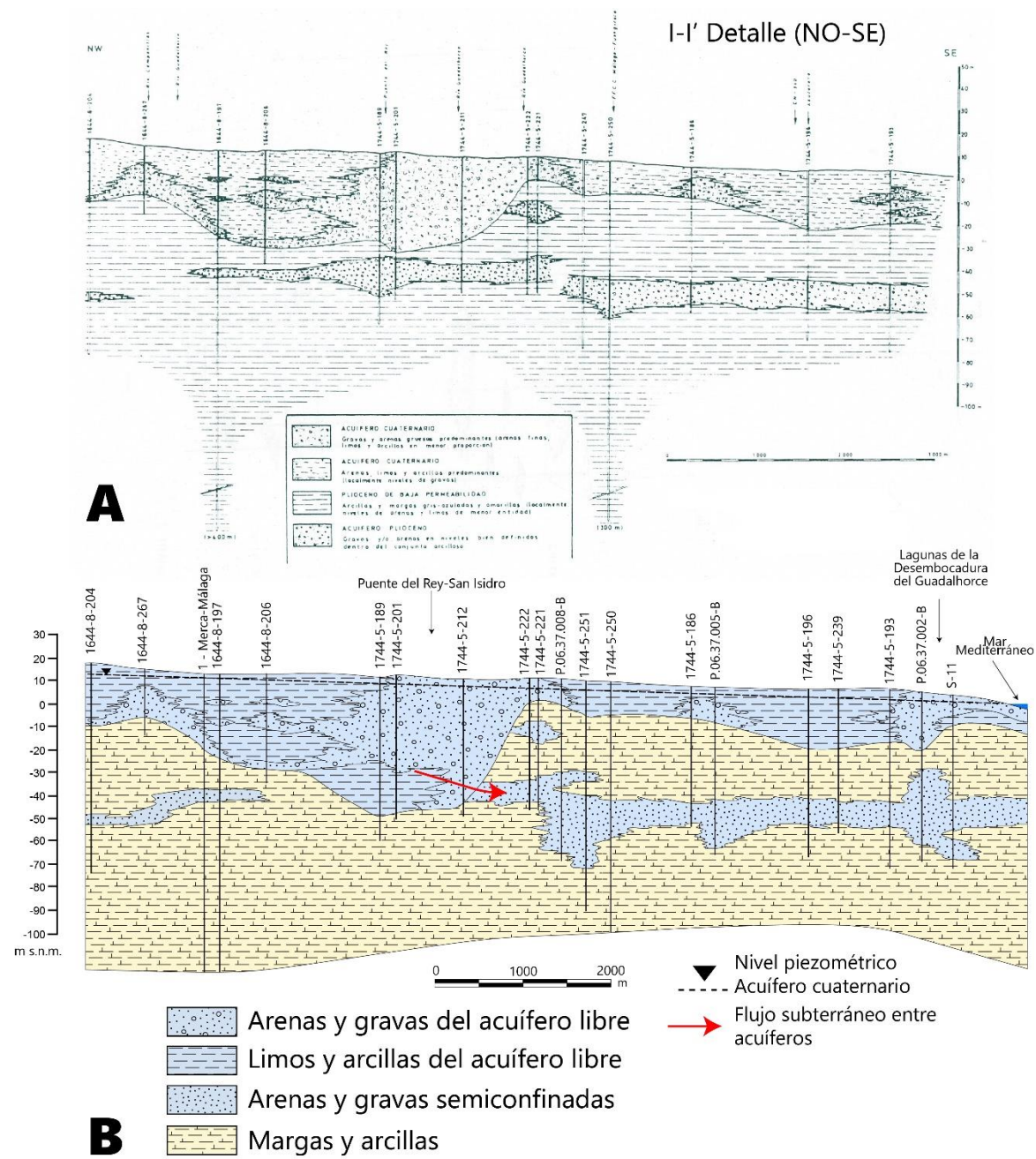


Figura 3.5. Detalle del corte hidrogeológico I-I' de la figura 3.2, en el que se muestra el corte original realizado por Linares et al., (1995) -A- y el corte modificado en la presente tesis doctoral -B-. Ver situación del corte en la figura 3.1

3.1. Definición de los acuíferos Plio-Cuaternarios del Bajo Guadalhorce

Tabla 3.1. Valores de permeabilidad obtenidos a partir de ensayos granulométricos en los materiales extraídos de los sondeos perforados en abril de 2016 en el marco del proyecto de restauración de humedales. Véase localización de los puntos en la figura 3.10

Sondeo	Acuífero	Promedio K (m/día)	Sondeo	Acuífero	Promedio K (m/día)
S1	Cuaternario	215,8	S7	Cuaternario	25,7
S2	Cuaternario	1.600	S8	Cuaternario	311,2
S3	Cuaternario	86	S9	Cuaternario	5,5
S4	Cuaternario	321,5	S10	Cuaternario	15,8
S5	Cuaternario	4,7	S11	Plioceno	6,8
S6	Cuaternario	25,5			

– Acuífero cuaternario

Ocupa una extensión de 115 km² desde Álora hasta el mar. Está formado por sedimentos depositados como consecuencia de la dinámica fluvial del río Guadalhorce, básicamente arenas, gravas, cantos, limos y arcillas, que se apoyan discordantes sobre los materiales pliocenos.

La potencia media es de aproximadamente 15 metros, aunque los mayores espesores (30-60 m) se encuentran en la margen derecha del río, en las inmediaciones del aeropuerto de Málaga y Puente del Rey, donde se detecta un paleocauce con gran interés hidrogeológico (Fig. 3.6). Los sedimentos en esta margen son de tamaño de grano más grueso, al contrario que en el sector septentrional, donde son más finos - probablemente debido a la naturaleza pizarrosa del área fuente (Montes de Málaga)-, como puede observarse en la figura 3.7, elaborada por Linares *et al.* (1995) tras la recopilación y análisis de decenas de columnas litológicas bajo un estricto criterio hidrogeológico. En la figura 3.8 se observan varios testigos de sondeos en los materiales cuaternarios (arenas y gravas principalmente), perforados en el sector de la desembocadura con motivo del proyecto de restauración de humedales realizado en el marco de la presente tesis doctoral.

3.1. Definición de los acuíferos Plio-Cuaternarios del Bajo Guadalhorce

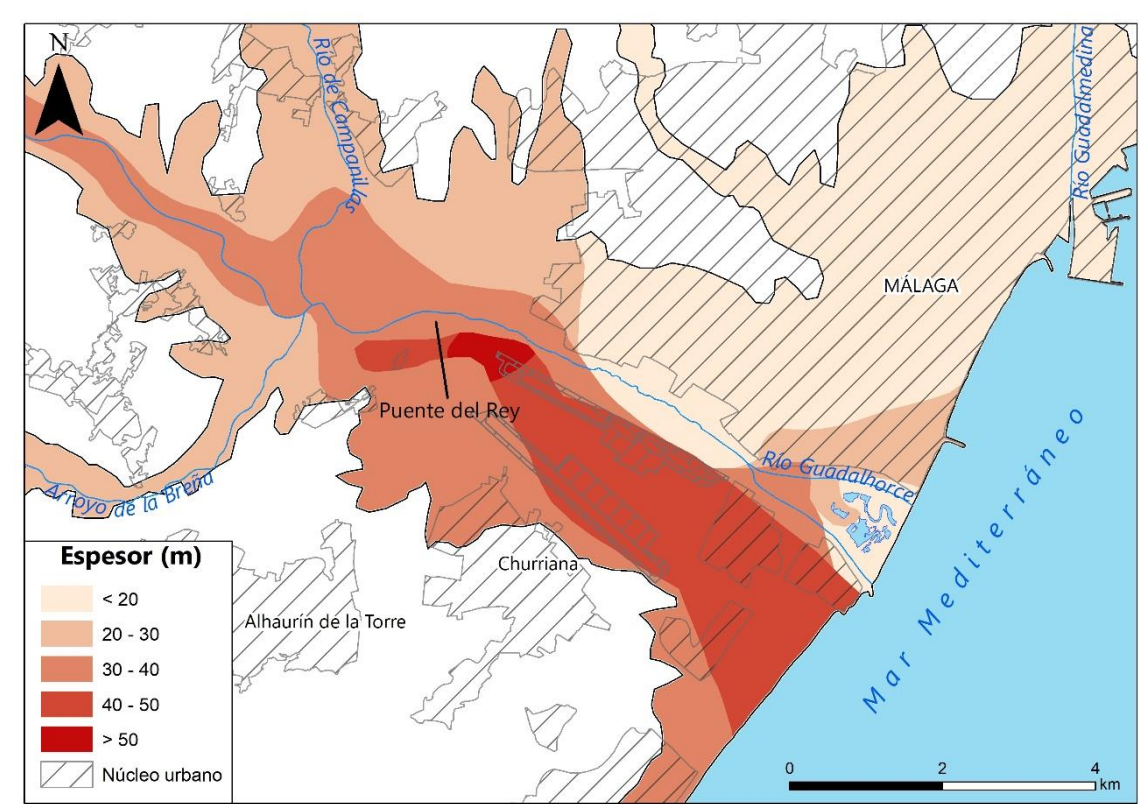


Figura 3.6. Mapa del espesor del acuífero cuaternario (tomado y modificado de Linares et al., 1995)

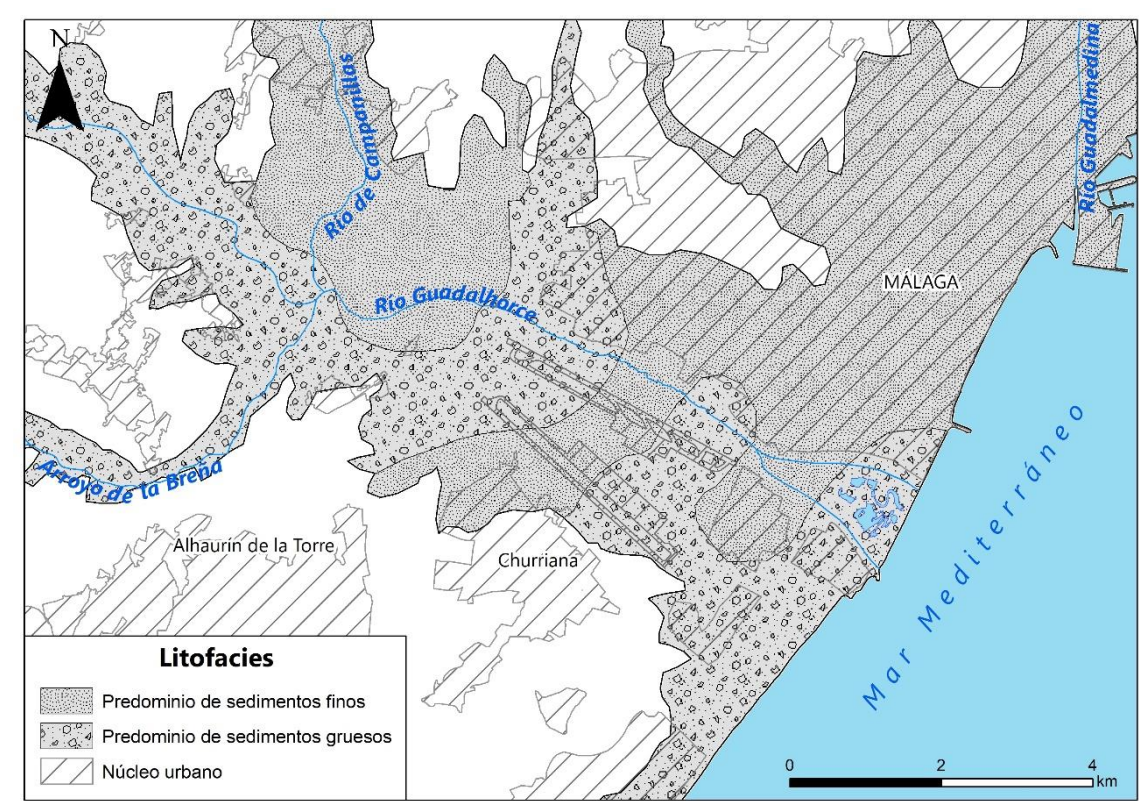


Figura 3.7. Litofacies predominantes del acuífero cuaternario (tomado y modificado de Linares et al., 1995)

3.1. Definición de los acuíferos Plio-Cuaternarios del Bajo Guadalhorce

En la zona de Puente del Rey se definió, de forma aproximada, la disposición geométrica de los tramos detríticos que forman este acuífero en la vertical (IGME, 1983). Se identificó una serie de paquetes de gravas y arenas, separados por delgadas capas de finos (limos y arcillas), que ponen de manifiesto el carácter multicapa de la formación cuaternaria, lo que a su vez se traduce en una variación de la conductividad hidráulica vertical (K_v) en algunos tramos.



Figura 3.8. Ejemplo de testigos de diferentes tramos arenosos y arcillosos/limosos de los materiales cuaternarios del Bajo Guadalhorce. La longitud de cada fila es de 1 m

Los ensayos de bombeo realizados en el acuífero cuaternario permiten obtener valores de transmisividad de entre 4.800 y 10.000 m²/día, según el informe del IGME (1983), con caudales extraíbles en sondeos de unos 50 l/s. En el mismo estudio se estimó que la permeabilidad es del orden de 10⁻³ m/s (~102 m/día) y el coeficiente de almacenamiento de entre 10⁻² y 10⁻⁴. En otro informe, el ITGE (1996) aportó valores medios de permeabilidad de 220 m/día y transmisividades de 5,3 a 765 m²/día, así como de porosidad eficaz entre 5 y 10 %. Por otro lado, en el estudio de INECO (2007) se mencionan valores de transmisividad de hasta 2.036 m²/día y valores de permeabilidad desde 0,002 hasta 432 m/día. Los ensayos granulométricos (Tabla 3.1) llevados a cabo con las muestras de los piezómetros perforados en el marco de la tesis, permiten calcular datos medios de 260 m/día de conductividad hidráulica y, considerando un espesor saturado medio de 12 m en dichos sondeos, alrededor de 6.500 m²/día de transmisividad. Estos valores, elevados para lo que se cabría esperar en un delta, serán analizados con posterioridad en este capítulo.

3.1. Definición de los acuíferos Plio-Cuaternarios del Bajo Guadalhorce

Otros cortes hidrogeológicos que ilustran la geometría detallada de los acuíferos se observan en la figura 3.9, realizados a partir de las columnas litológicas de sondeos perforados por el IGME, por el IRYDA y por INECO (IGME, 1983; Linares *et al.*, 1995; INECO, 2007), así como por la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas y el CEHIUMA.

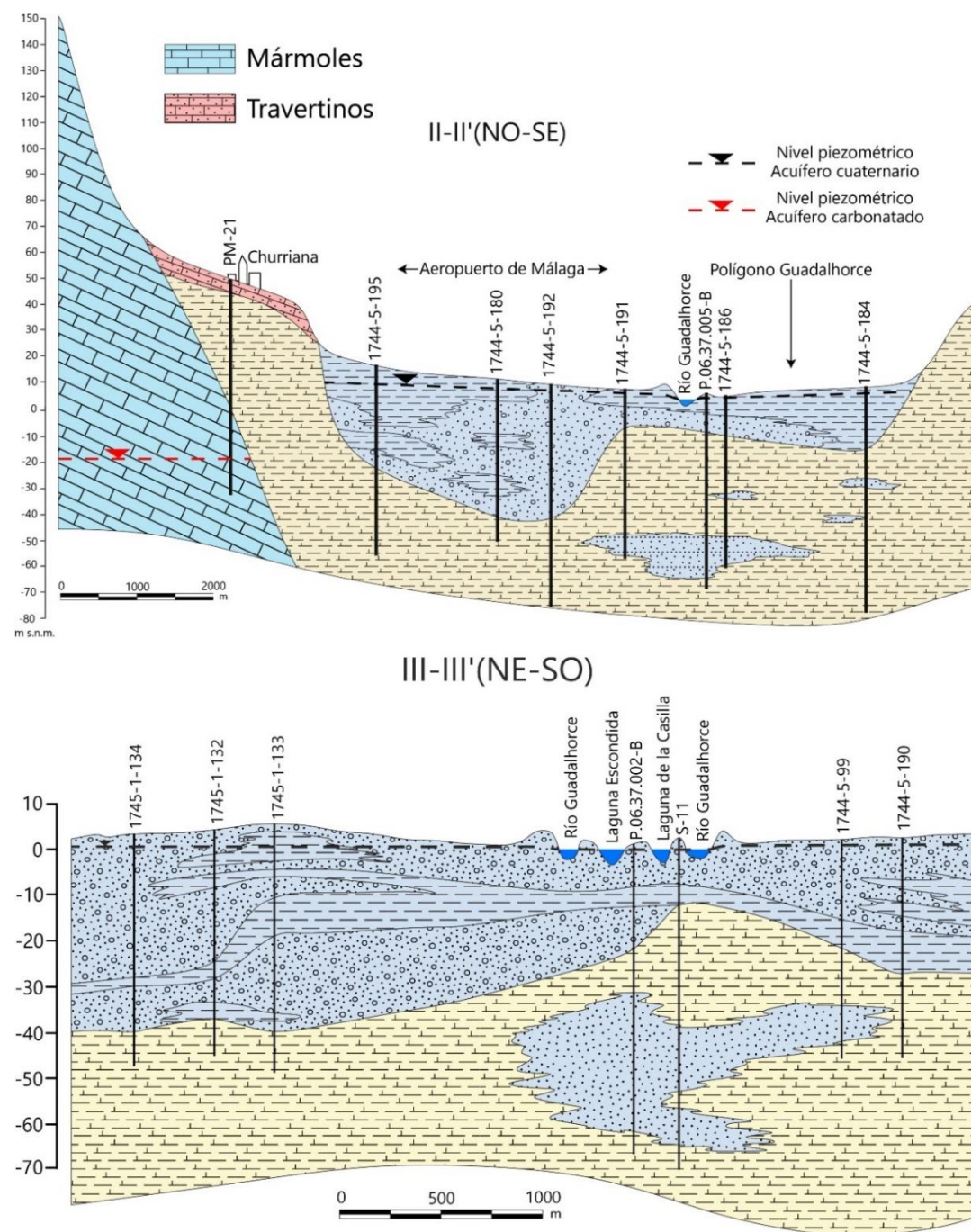


Figura 3.9. Cortes hidrogeológicos II-II' y III-III' del Bajo Guadalhorce, transversales al río (tomados y modificados de IGME, 1983 y Linares *et al.*, 1995). El nivel piezométrico señalado en el acuífero carbonático (corte II-II') corresponde al medido en septiembre de 2016. Véase situación de los cortes en la figura 3.1 y leyenda en la figura 3.5

3.2. INVENTARIO DE PUNTOS DE AGUA

Se ha realizado una búsqueda y recopilación de todos los puntos de agua accesibles -pozos, sondeos y piezómetros- del valle del Bajo Guadalhorce, con el fin de realizar un inventario de puntos de agua representativo (Fig. 3.10).

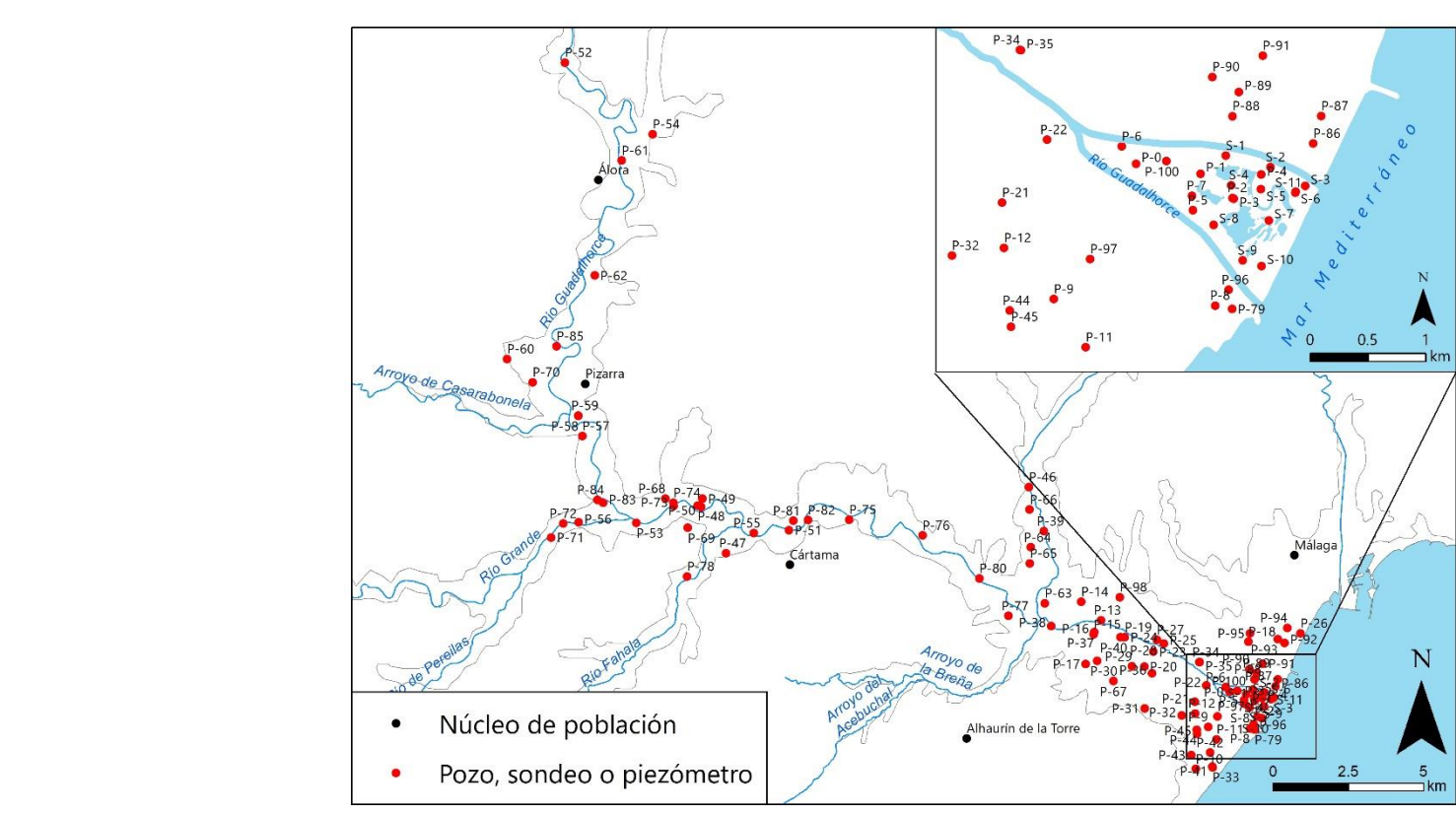


Figura 3.10. Mapa de inventario de puntos de agua subterránea recopilados en la presente investigación (en tamaño ampliado puede verse en el anexo 4)

Es destacable la baja densidad de puntos existente en la margen izquierda del río Guadalhorce en su tramo de desembocadura, que se explica por el crecimiento de los polígonos industriales y de la ciudad de Málaga. La presencia de las áreas industriales de Guadalhorce y Santa Teresa (véase situación en Fig. 1.3) ha

3.2. Inventario de puntos de agua

ocasionado la pérdida de numerosos pozos y sondeos que existían previamente, salvo algunos destinados al riego de jardines.

Los datos básicos de cada punto de agua considerado en el inventario se reflejan en la tabla 3.2. Los sondeos sometidos a bombeo se utilizan mayoritariamente para riego de jardines y huertas. Gran parte de ellos permiten captar agua del acuífero cuaternario, mientras que solo algunos sondeos intersectan el acuífero superior plioceno.

Tabla 3.2. Inventario de puntos de agua subterránea recopilados en la presente tesis doctoral

Punto	Toponimia	Naturaleza	Acuífero	UTM X	UTM Y	Cota (m s.n.m.)	Prof. (m)	Bombeo
P-0	Pozo de la balsa	Pozo	Cuaternario	368971	4059956	6,24	8	No
P-1	Tubo IGME Paraje Natural	Sondeo	Plioceno	369529	4059872	3,66	80	No
P-2	Caseta Confederación izquierda	Sondeo	Plioceno	369806	4059662	2,89	70	No
P-3	Caseta Confederación derecha	Sondeo	Cuaternario	369815	4059656	2,68	42	No
P-4	Pozo de las cañas	Pozo	Cuaternario	370053	4059864	2,86	3.1	No
P-5	Pozo de la rata	Pozo	Cuaternario	369463	4059555	3,61	5.6	No
P-6	Tubo de hierro	Sondeo	Desconocido	368848	4060107	2,84	56	No
P-7	Sondeo Escondida	Sondeo	Cuaternario	369455	4059681	2,79		No
P-8	Urb. Jardines I Guadalmar	Pozo	Cuaternario	369657	4058732	1,64		Si
P-9	Urb. San Julián	Pozo	Cuaternario	368258	4058789	4,93		No
P-10	Rotonda Plaza Mayor-Autovía	Sondeo	Cuaternario	367849	4057389	3,18		No
P-11	Pozo Arrajanal	Pozo	Cuaternario	368535	4058372	3,08		No
P-12	Jardín Botánico UMA	Pozo	Cuaternario	367829	4059230	7,45		Si
P-13	Pozo Los Chopos	Pozo	Cuaternario	364690	4062335	12,30		Si
P-14	Sondeo abandonado Hiperronda	Sondeo	Cuaternario	364037	4062950	11,59		No
P-15	Puente del Rey I	Sondeo	Cuaternario	364451	4061869	11,47		No
P-16	Puente del Rey II	Sondeo	Cuaternario	364474	4061940	10,65		No
P-17	Pozo aeropuerto	Pozo	Cuaternario	364184	4060877	11,43		No
P-18	Pozo Avda. Velázquez	Pozo	Cuaternario	369594	4061621	10,28		Si
P-19	Sondeo Abastecimiento Málaga-Aeropuerto	Sondeo	Cuaternario	365477	4061768	9,75		No
P-20	Piezómetro Aeropuerto Parking	Sondeo	Cuaternario	366134	4060795	8,13	10	No
P-21	Piezómetro Aeropuerto Makro	Sondeo	Cuaternario	367811	4059622	5,01	10	No
P-22	Piezómetro Aeropuerto Esquina	Sondeo	Cuaternario	368200	4060166	7,35	10	No
P-23	Piezómetro Aeropuerto río Guadalhorce Este	Sondeo	Cuaternario	366434	4061286	9,55	10	No
P-24	Piezómetro Aeropuerto río guadalhorce Oeste	Sondeo	Cuaternario	365480	4061771	9,17	10	No
P-25	Pozo Raney	Pozo	Cuaternario	366784	4061560	9,10		No
P-26	Pozo la Misericordia	Pozo	Cuaternario	371328	4061894	3,13		Si
P-27	Perales-P. Chatarrería	Sondeo	Plioceno	366548	4061682	7,45	85	No
P-28	Perales-Q. Chatarrería	Sondeo	Cuaternario	366548	4061682	7,45	20	No
P-29	Piezómetro Aeropuerto Oeste	Sondeo	Cuaternario	365725	4060799	10,04		No
P-30	Piezómetro Aeropuerto suroeste	Sondeo	Cuaternario	364563	4060985	9,60		No
P-31	Piezómetro Aeropuerto Churriana	Sondeo	Cuaternario	366148	4059405	15,09		No
P-32	Piezómetro Aeropuerto militar	Sondeo	Cuaternario	367379	4059163	7,82		No
P-33	Parador de Golf	Sondeo	Cuaternario	368398	4057468	12,96	50	No
P-34	Vivero MOPTMA-Q. Poligono Cemasa	Sondeo	Cuaternario	367966	4060940	5,17	20	No
P-35	Vivero MOPTMA-P. Poligono Cemasa	Sondeo	Plioceno	367976	4060937	5,25	75	No
P-36	PR-3	Sondeo	Cuaternario	366387	4060567	8,20	60	No
P-37	Puente del Rey	Sondeo	Cuaternario	364460	4061926	11,37	40	No
P-38	Campanillas. Barriada Peñón	Sondeo	Cuaternario	363041	4062142	13,02	50	No
P-39	Campanillas 2	Sondeo	Cuaternario	362793	4065295	26,00		No
P-40	San Isidro-Q. Cortijo Aldea	Sondeo	Cuaternario	365339	4061768	10,60	40	No
P-41	Campo Golf IGME	Sondeo	Cuaternario	368407	4057437	2,39	125	No
P-42	Pozo Urb. Golf	Pozo	Cuaternario	368323	4057933	3,20		No
P-43	Pozo puente Plaza Mayor	Pozo	Cuaternario	367696	4057851	5,91		No
P-44	Cercanías San Julián 1	Sondeo		367879	4058690	6,08		No
P-45	Cercanías San Julián 2	Sondeo		367889	4058549	5,56		No
P-46	Pozo río Campanillas	Pozo	Cuaternario	362296	4066760	31,00		No
P-47	Sondeo Casa Cártama	Sondeo	Cuaternario	352213	4064563	35,33		Si
P-48	Aljaima P-1	Sondeo	Cuaternario	351271	4066138	36,00		No
P-49	Aljaima P-2	Sondeo	Cuaternario	351431	4066374	36,00	28	No
P-50	Aljaima Pz-3'	Sondeo	Cuaternario	351387	4066102	37,00	32	No
P-51	Fahala 2	Sondeo	Cuaternario	354308	4065326	26,75	27	No
P-52	Paredones	Sondeo	Cuaternario	346851	4080876	130,00		No
P-53	Acequia Riaran	Sondeo	Cuaternario	349237	4065574	39,06		No
P-54	Jevár-1	Sondeo	Cuaternario	349774	4078493	122,00		No
P-55	Fahala-1	Sondeo	Cuaternario	353137	4065230	33,00	30	No
P-56	Río Grande - Hidralia Pizarra	Pozo	Cuaternario	347314	4065589	46,00		Si
P-57	Finca Naranjos	Pozo	Cuaternario	347435	4068457	51,00		Si
P-58	Pozo Harinera	Pozo	Cuaternario	347304	4069132	54,00		Si

3.2. Inventario de puntos de agua

Punto	Toponimia	Naturaleza	Acuífero	UTM X	UTM Y	Cota (m s.n.m.)	Prof. (m)	Bombeo
P-59	Sondeo Harinera	Sondeo	Cuaternario	347299	4069142	55,00		No
P-60	Zalea - Hidralia Pizarra	Pozo	Cuaternario	344933	4071021	85,45		Si
P-61	Pozo Álora Vado del Álamo	Pozo	Cuaternario	348742	4077618	107,00		Si
P-62	Pozo Vega Santa María	Pozo	Cuaternario	347849	4073795	86,00		Si
P-63	Finca Aguilar	Sondeo	Cuaternario	362825	4062893	16,00		Si
P-64	Finca el Toto 1	Pozo	Cuaternario	362356	4064758	22,00		Si
P-65	Finca del Chino	Sondeo	Cuaternario	362324	4064225	20,00		Si
P-66	Roquero Campanillas	Sondeo	Cuaternario	362320	4066013	28,00		Si
P-67	Huertecillas	Sondeo	Cuaternario	365106	4060312	14,00		Si
P-68	Mosquera Baja 2	Pozo	Cuaternario	350201	4066376	40,00		Si
P-69	Sondeo Fahala	Sondeo	Cuaternario	350937	4065407	50,00		No
P-70	Pozo Santicio 2	Pozo	Cuaternario	345784	4070243	66,06		Si
P-71	Pozo río Grande 3	Sondeo	Cuaternario	346397	4065085	48,00		Si
P-72	Pozo río Grande 2	Sondeo	Cuaternario	346795	4065553	45,02		Si
P-73	Manguarra 1	Sondeo	Cuaternario	350469	4066137	35,96		Si
P-74	Manguarra 2	Sondeo	Cuaternario	350465	4066240	36,00		Si
P-75	Pozo Estación de Cártama	Pozo	Cuaternario	356319	4065680	26,95		No
P-76	Pozo Apeadero Los Remedios	Pozo	Cuaternario	358755	4065154	26,00		Si
P-77	Pozo Mestanza	Pozo	Cuaternario	361619	4062476	17,00		No
P-78	Pozo Fahala	Pozo	Cuaternario	350915	4063787	46,00		Si
P-79	Playagolf	Sondeo	Cuaternario	369803	4058702	2,82		Si
P-80	Pozo Castañetas	Pozo	Cuaternario	360646	4063722	17,52		No
P-81	Pozo Estación de Cártama 2	Pozo	Cuaternario	354455	4065640	30,00		No
P-82	Pozo Estación de Cártama 3	Pozo	Cuaternario	354945	4065664	29,00		No
P-83	Sondeo camino naranjos	Sondeo	Cuaternario	348127	4066234	44,00		No
P-84	Sondeo camino naranjos 2	Sondeo	Cuaternario	347932	4066337	45,00		No
P-85	Pozo Realejo	Pozo	Cuaternario	346576	4071445	70,00		Si
P-86	Pozo depósitos Sacaba	Pozo	Cuaternario	370504	4060133	2,03		No
P-87	Pozo rotonda Sacaba	Pozo	Cuaternario	370572	4060369	4,15		Si
P-88	Sondeo Estadio	Sondeo	Cuaternario	369804	4060368	5,47		Si
P-89	Pozo Estadio	Pozo	Cuaternario	369860	4060577	6,03		Si
P-90	Sondeo Carpena	Sondeo	Cuaternario	369630	4060708	6,50		Si
P-91	Sondeo Parque Litoral	Sondeo	Cuaternario	370068	4060891	5,56		Si
P-92	Pozo Sta. Paula	Sondeo	Cuaternario	370801	4061579	4,58		Si
P-93	Pozo Sta. Paula 2	Sondeo	Cuaternario	370578	4061701	4,45		Si
P-94	Pozo Parque Mediterráneo	Sondeo	Cuaternario	370889	4062081	6,01		Si
P-95	Pozo Parque Mª Luisa	Sondeo	Cuaternario	369657	4061897	9,80		Si
P-96	Pozo Guadalmar jardines	Sondeo	Cuaternario	369771	4058867	1,51		Si
P-97	Sondeo Decathlon	Sondeo	Cuaternario	368573	4059134	5,49		Si
P-98	Sondeo El Tarajal	Sondeo	Cuaternario	365322	4063095	16,77		Si
P-100	Sondeo carril autovía Paraje	Sondeo	Desconocido	369232	4059980	3,20	50	No
S-1	S-1	Sondeo	Cuaternario	369746	4060028	2,82	15	No
S-2	S-2	Sondeo	Cuaternario	370134	4059927	2,54	15	No
S-3	S-3	Sondeo	Cuaternario	370434	4059764	2,31	25	No
S-4	S-4	Sondeo	Cuaternario	369795	4059772	3,11	17.5	No
S-5	S-5	Sondeo	Cuaternario	370051	4059738	2,36	21	No
S-6	S-6	Sondeo	Cuaternario	370350	4059715	2,06	14	No
S-7	S-7	Sondeo	Cuaternario	370120	4059468	1,62	17	No
S-8	S-8	Sondeo	Cuaternario	369643	4059428	2,36	21	No
S-9	S-9	Sondeo	Cuaternario	369893	4059123	1,85	18	No
S-10	S-10	Sondeo	Cuaternario	370057	4059073	1,53	15	No
S-11	S-11	Sondeo	Plioceno	370349	4059707	2,33	72	No

Muchos de los puntos son piezómetros pertenecientes a diversos organismos -IGME, AENA y DHCMA-, así como pozos abandonados o de particulares. A todos ellos hay que sumar una serie de piezómetros (S-1 a S-11) perforados en el sector de la desembocadura durante la presente investigación.

La cota de casi todos los puntos se ha obtenido a partir de un modelo digital de elevaciones (MDE) con malla de 0,5 x 0,5 metros y precisión de $\pm 0,15$ m, aunque no está exenta de errores. El MDE ha sido elaborado mediante datos LiDAR del territorio de Andalucía tomados en 2008 (REDIAM, 2018). De este modo, se consigue una mayor fiabilidad en comparación con la utilización de modelos

digitales del terreno (MDT) de malla de 5 x 5 metros o con los mapas topográficos convencionales.

Los puntos S-1 a S-11 y P-0, P-2, P-3, P-5 y P-100 han sido nivelados mediante el uso de un GPS con precisión de 8 mm.

3.3. PIEZOMETRÍA

3.3.1. Registros piezométricos

Los registros históricos de la red de control del IGME en el acuífero cuaternario comenzaron en 1974 y muestran unas variaciones piezométricas estacionales de entre 1 y 2 metros (Fig. 3.11). No obstante, en años extremadamente secos -1983, 1994- y/o en condiciones de bombeos que tenían lugar para abastecimiento urbano y regadío se originaban descensos notables de las cotas piezométricas, que en el sector costero se llegaban a situar por debajo del nivel del mar, con la consiguiente aparición de intrusión marina. Aún así, las evoluciones piezométricas ponen de manifiesto que no ha existido una situación de sobreexplotación continuada en este acuífero. Por el contrario, las cotas piezométricas más altas se registraron en años excepcionalmente húmedos, tales como 1990 o 2010.

No se detectan tendencias marcadas en el nivel piezométrico del acuífero cuaternario, aunque en los piezómetros del sector costero (1744-5-194 y P-3) se aprecia una disminución en las variaciones a partir de 1998, aproximadamente.

En la figura 3.12 se muestran registros piezométricos de diversos sondeos cuya tubería está ranurada exclusivamente en el tramo de acuífero superior plioceno, en los que se aprecian variaciones superiores a los 5 metros hasta mediados de la década de 1990 y cotas negativas (excepto en épocas de aguas altas y ausencia de bombeos). A partir del año 2000, aproximadamente, se observa una tendencia ascendente, con cotas positivas en los puntos medidos y con variaciones de menor amplitud (1,5 – 2 m). La magnitud de los ascensos y descensos de las cotas piezométricas en el periodo previo al año 2000, cuando tenían lugar importantes bombeos para riego y abastecimiento urbano, pone de manifiesto el carácter confinado que presenta el acuífero superior plioceno. Tal es así, que tras fuertes precipitaciones algunos sondeos pueden llegar a ser surgentes.

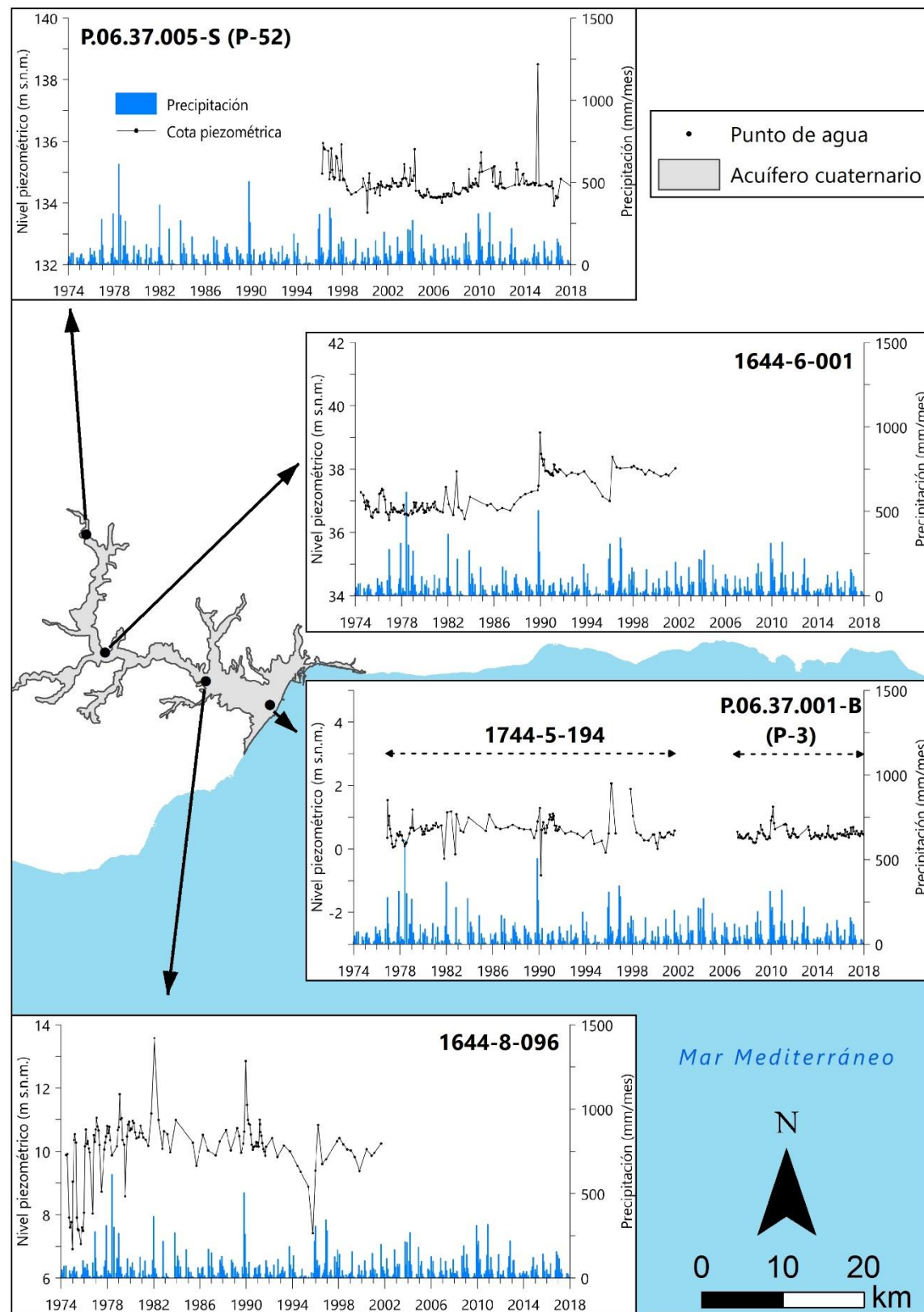


Figura 3.11. Evoluciones piezométricas de varios piezómetros pertenecientes a la red de control del IGME y de la DHCMA cuya entubación está ranurada, exclusivamente, en el acuífero cuaternario. Nótese los registros correspondientes a los piezómetros 1744-5-194 y P.06.37.001-B (P-3), que por su cercanía y similar columna litológica se han dibujado en la misma gráfica

3.3. Piezometría de los acuíferos

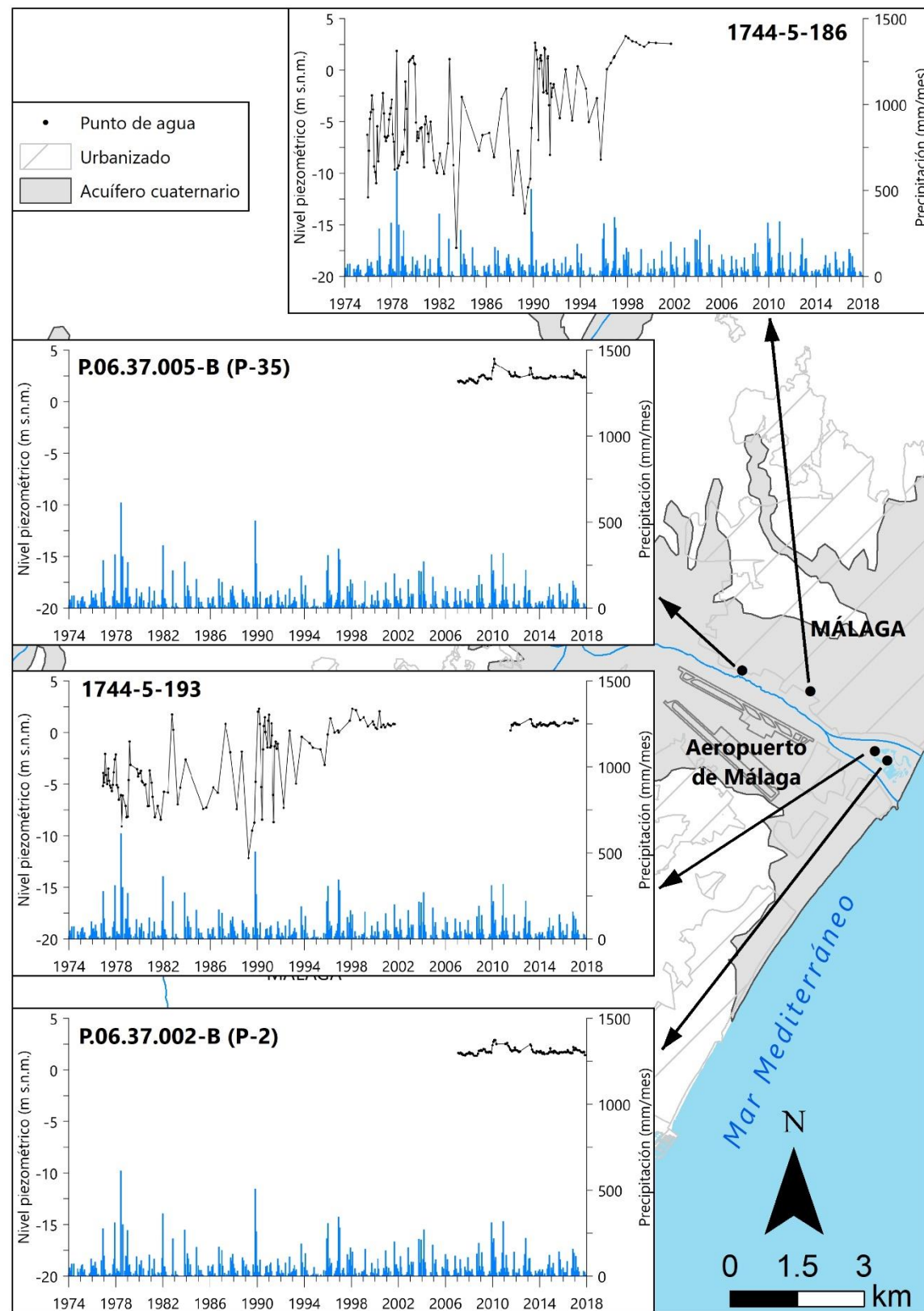


Figura 3.12. Evoluciones piezométricas de varios piezómetros pertenecientes a la red de control del IGME y de la DHCMA cuya entubación está ranurada, exclusivamente, en el acuífero superior plioceno

Los informes técnicos existentes sobre el Bajo Guadalhorce planteaban una relación hidrogeológica entre el acuífero superior plioceno y el cuaternario, según la cual el segundo recargaría al primero (IGME, 1983; Linares *et al.*, 1988). La comunicación podría producirse de manera natural (Fig. 3.5) y/o por los muchos sondeos que los conectan y permiten captar agua de ambos acuíferos a la vez (ITGE, 1996), dado que son los acuíferos de mayor interés hidrogeológico en la cuenca sedimentaria del Bajo Guadalhorce. No obstante, al comparar parejas de piezómetros (Fig. 3.13) que captan agua exclusivamente de dichos acuíferos, de forma independiente, se detecta un cambio en la tendencia de los niveles desde mediados de la década de 1990 (Figs. 3.14, 3.15 y 3.16). Concretamente, se constata una elevación generalizada de las cotas piezométricas del acuífero superior plioceno por encima de las registradas en el acuífero cuaternario.

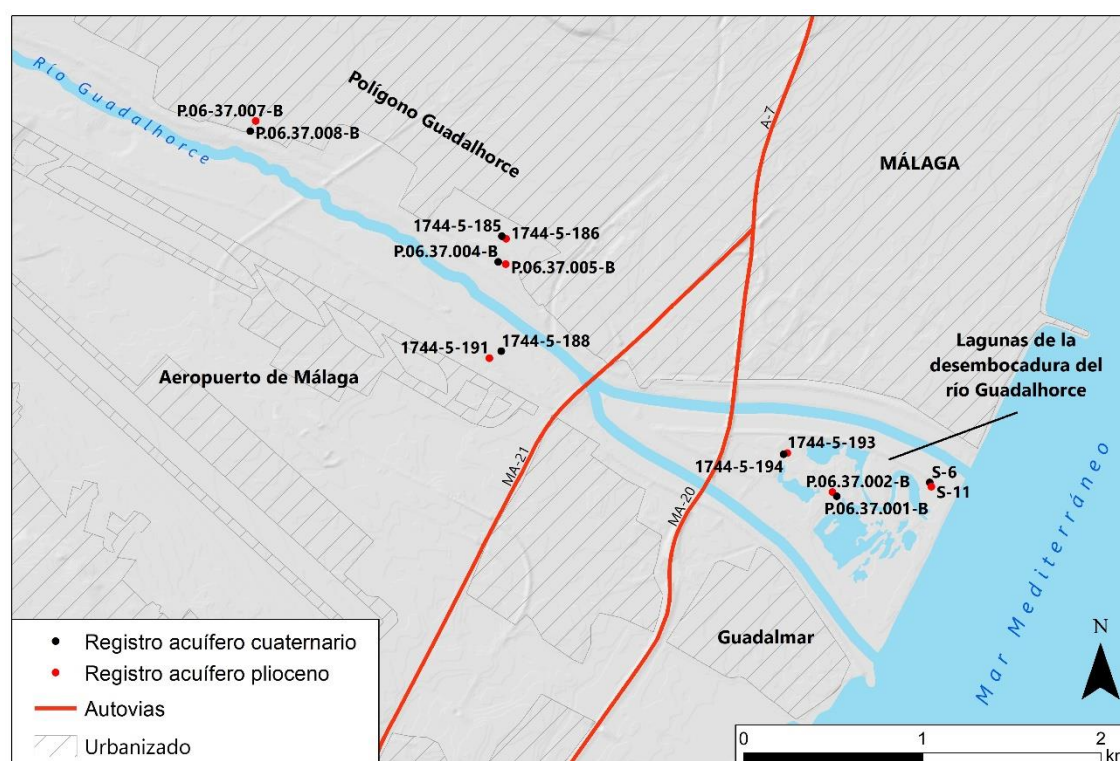


Figura 3.13. Localización de las parejas de piezómetros que se construyeron expresamente para comparar las evoluciones piezométricas de los acuíferos cuaternario y superior plioceno. Véanse registros en las figuras 3.14, 3.15 y 3.16

El cambio en la evolución piezométrica se registra en todo el acuífero superior plioceno y se ha mantenido con el tiempo, debido al cese de los bombeos que se realizaban para el abastecimiento de la ciudad de Málaga y para regadío en el sector

de la desembocadura. La paralización de las extracciones estuvo condicionada por los problemas de calidad del agua (salinización y contaminación) y se vio favorecido por las obras de encauzamiento del río Guadalhorce, ya que se eliminaron muchos de los sondeos que captaban agua del acuífero, así como superficies de cultivo.

El punto P.06.37.007-B presenta un comportamiento piezométrico irregular a partir de 2015 (Fig. 3.15), que podría deberse a algún tipo de obstrucción en el sondeo o a la comunicación con de los acuíferos superior plioceno y cuaternario (cotas muy similares entre 2016 y 2018). Además, los sondeos P.06.37.002-B (Fig. 3.15) y S-11 (Fig. 3.16) llegan a ser surgentes en condiciones de aguas altas, lo que es un reflejo de las condiciones confinadas o semiconfinadas en las que se encuentra el acuífero superior plioceno. Este hecho es compatible con la comunicación hidrogeológica, que se plantea en el marco de esta tesis, entre los acuíferos cuaternario y superior plioceno en el sector de Puente del Rey-San Isidro (Fig. 3.5).

La información disponible parece indicar que, en la actualidad, el acuífero superior plioceno presenta un comportamiento hidrodinámico no influenciado, en régimen casi natural, con la cota piezométrica más elevada que la del acuífero cuaternario. Por tanto, el funcionamiento descrito en los trabajos e informes previos, en los que se indicaba que el acuífero cuaternario recargaba al superior plioceno, no parece que siga siendo así en la actualidad. Únicamente podría existir una recarga desde el acuífero cuaternario al superior plioceno en los puntos del sector central del valle donde puedan presentar conexión (zona de Puente del Rey-San Isidro (Fig. 3.5), y una recarga en el sentido contrario en los sondeos que captan agua de ambos acuíferos en el sector de la desembocadura.

ITGE (1996) menciona que aguas arriba de la desembocadura se han registrado recuperaciones rápidas en algunos sondeos de la red de control del IGME (1644-8-0088 y 1644-8-0204), cercanos al río Guadalhorce (véase ubicación en la figura 3.29), en los que se estaban realizando fuertes bombeos, incluso en época de aguas bajas, hecho que podría deberse a una recarga del río al acuífero.

3.3. Piezometría de los acuíferos

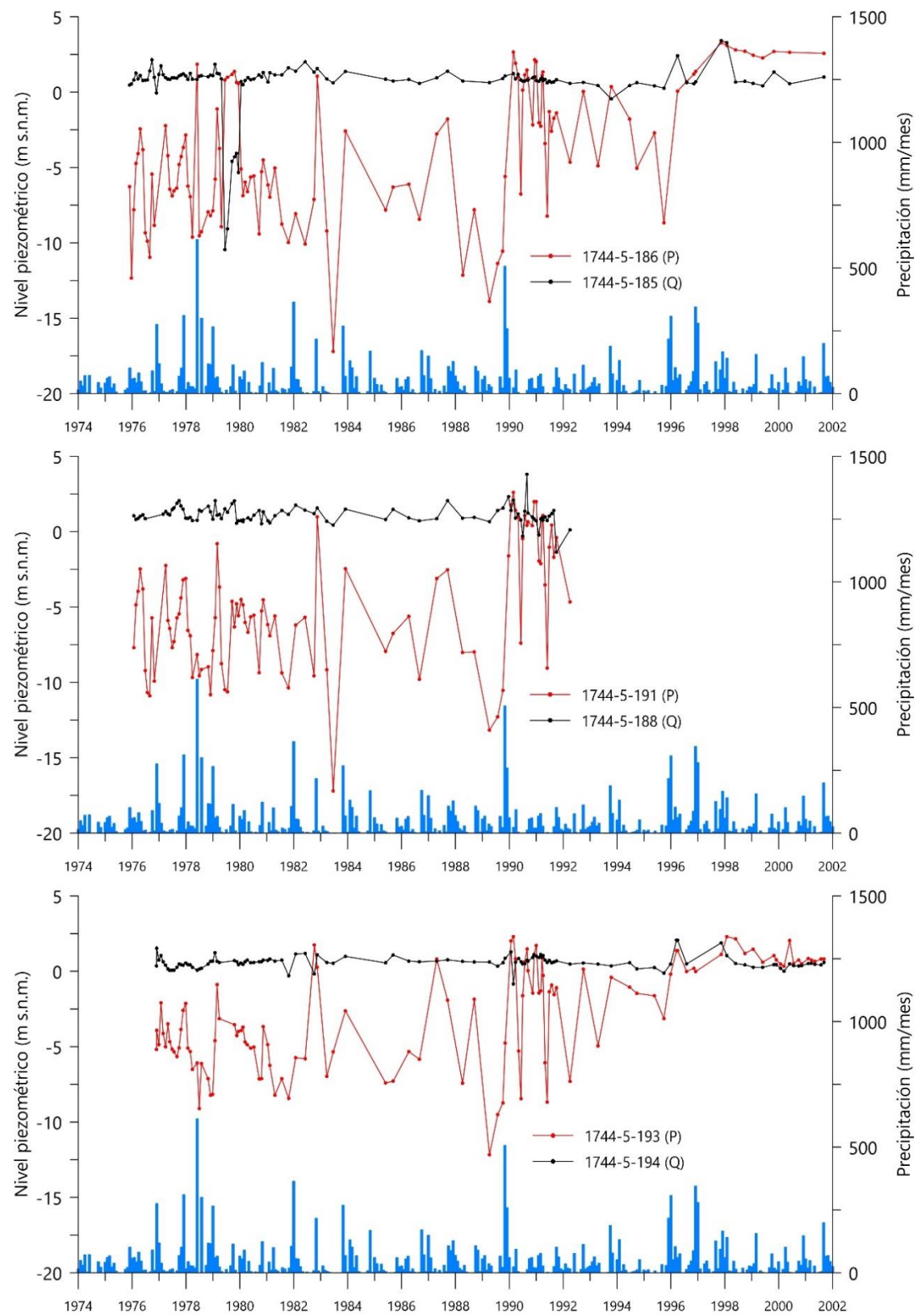


Figura 3.14. Evoluciones piezométricas de varios piezómetros contruidos y controlados por el IGME. Véase localización en la figura 3.13. P = acuífero superior plioceno, Q = acuífero cuaternario

3.3. Piezometría de los acuíferos

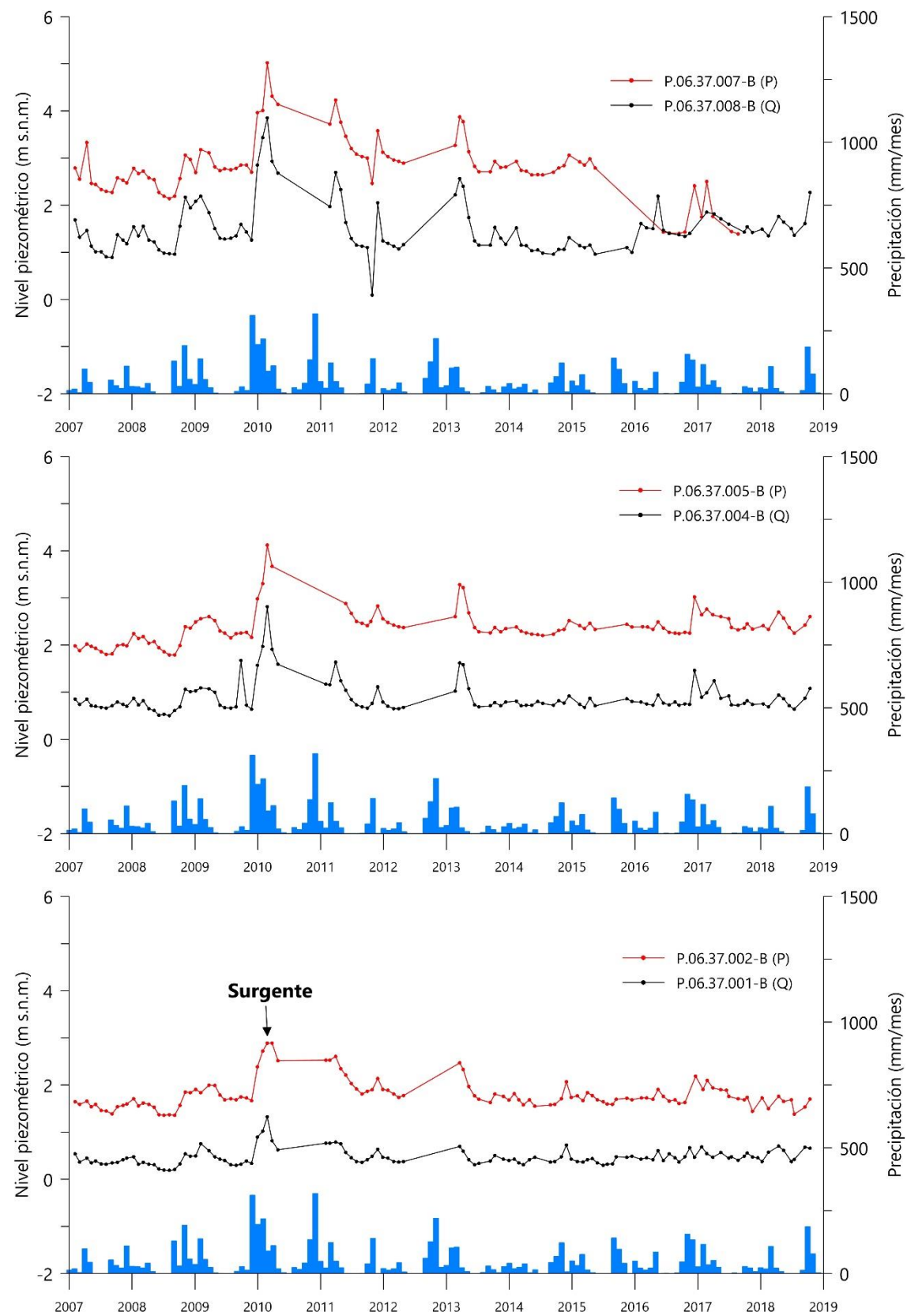


Figura 3.15. Evoluciones piezométricas de varios piezómetros construidos y controlados por la DHCMA. Véase localización en la figura 3.13. P = acuífero superior plioceno, Q = acuífero cuaternario

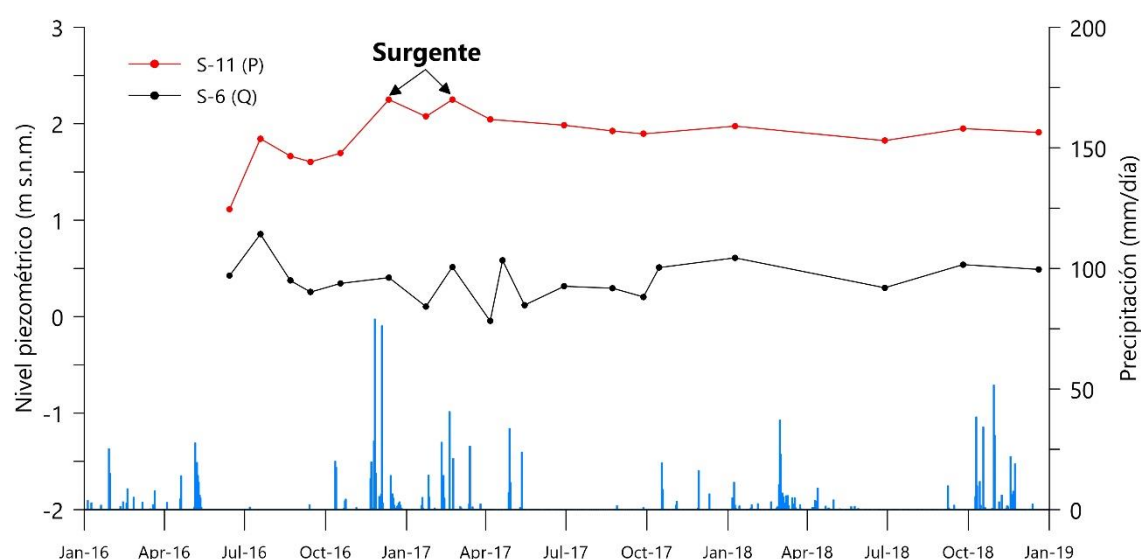
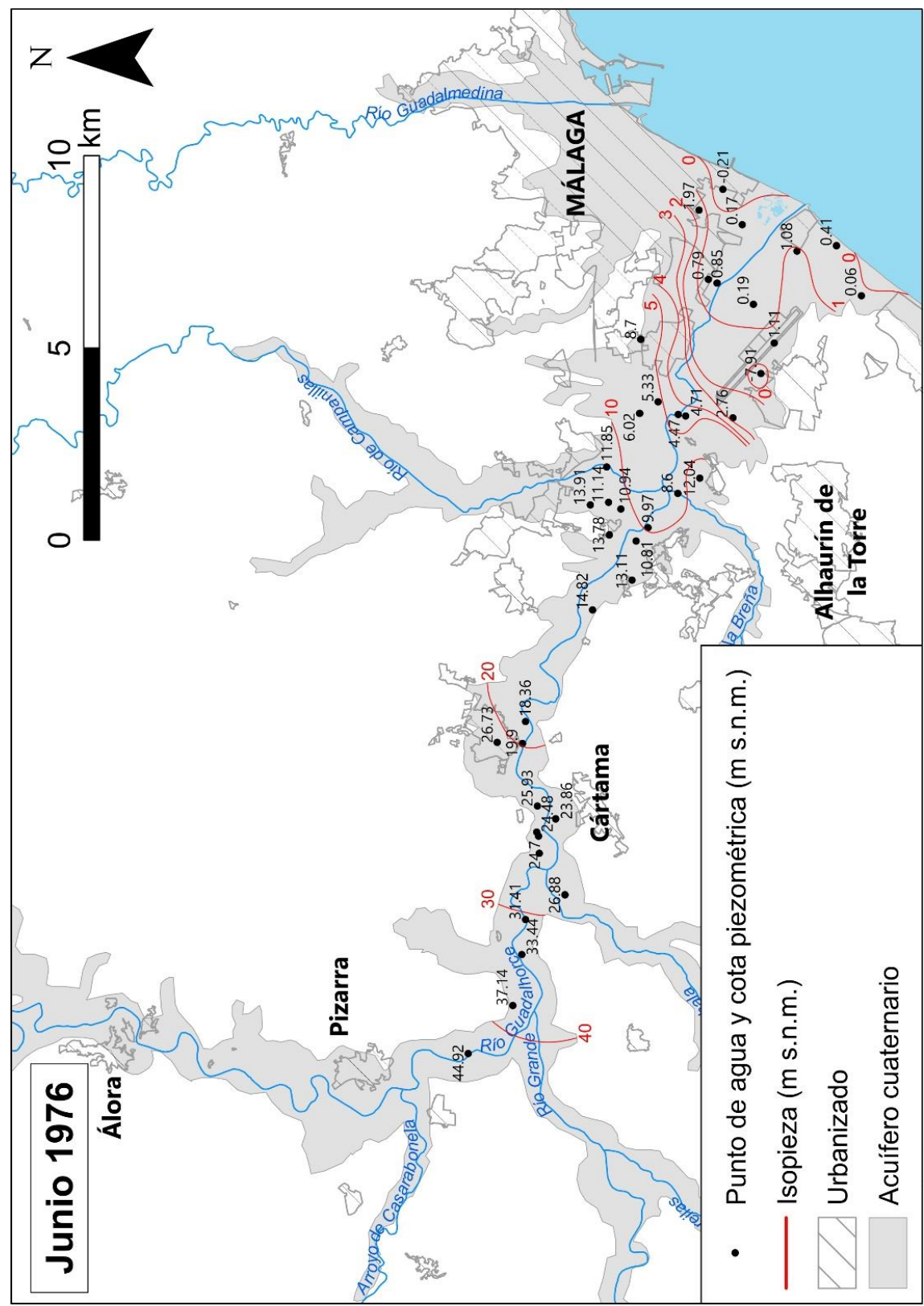


Figura 3.16. Evolución piezométrica en piezómetros construidos y controlados en el marco de la presente investigación. Véase localización en la figura 3.13. P = acuífero superior plioceno, Q = acuífero cuaternario

3.3.2. Mapas de isopiezas del acuífero cuaternario

Las campañas históricas de piezometría en el acuífero cuaternario han permitido realizar los mapas de isopiezas de las figuras 3.17, 3.18 y 3.19. En ellos se observa que la descarga natural del acuífero aluvial se dirige hacia el mar mediante flujo subterráneo y hacia el cauce del río Guadalhorce, en su desembocadura, con un gradiente medio del 1,5‰ (Linares *et al.*, 1988). El río puede considerarse como ganador en el sector de la desembocadura. En ciertos puntos cercanos al mar se registraron cotas piezométricas negativas, debido a los bombeos intensos que entonces se producían. Resultan especialmente llamativos los conoides piezométricos detectados en la campaña de octubre de 1982, cuando la isopieza de cota -1 m s.n.m. llegó a penetrar hasta 4 km tierra adentro.

En la desembocadura del río ha habido históricamente una depresión piezométrica con cotas negativas (Figs. 3.17, 3.18 y 3.19), debido al bombeo de agua para riego de los cultivos de caña de azúcar que había en la denominada finca de La Isla, lo que conllevaba la existencia de intrusión marina (Linares *et al.*, 1988; Andreo *et al.*, 2002; Carrasco *et al.*, 2003). En la actualidad no existe debido al cese de los bombeos en esta zona, como consecuencia del cambio en el uso del suelo que se ha experimentado desde 1997 (encauzamiento del río, aumento de zonas urbanizadas y comerciales, ampliación del aeropuerto, etc.).



(modificado y re-editado de Linares et al., 1988)

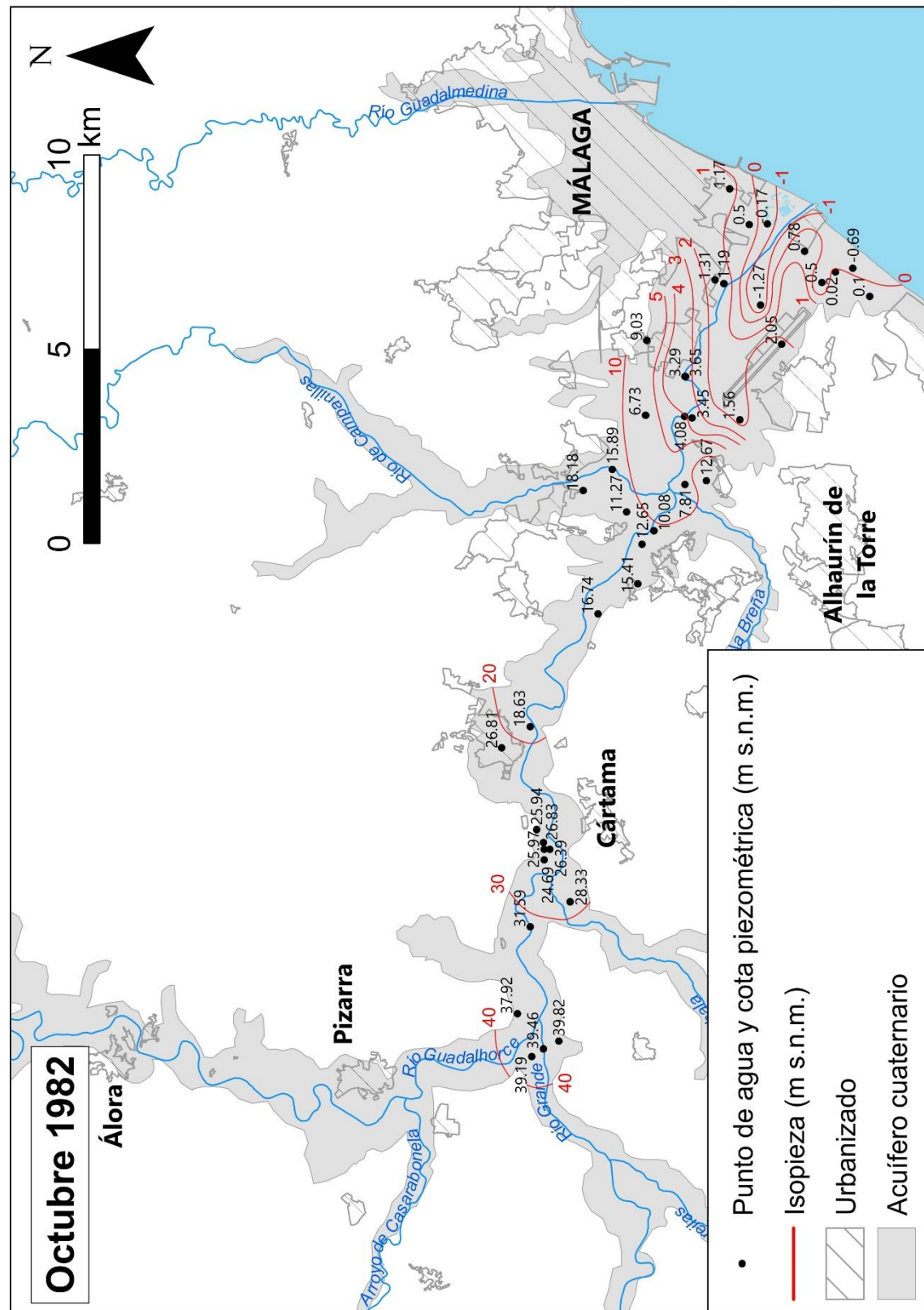


Figura 3.18. Mapa de isopiezas del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce en octubre de 1982 (modificado y re-editado de Linares et al., 1988)

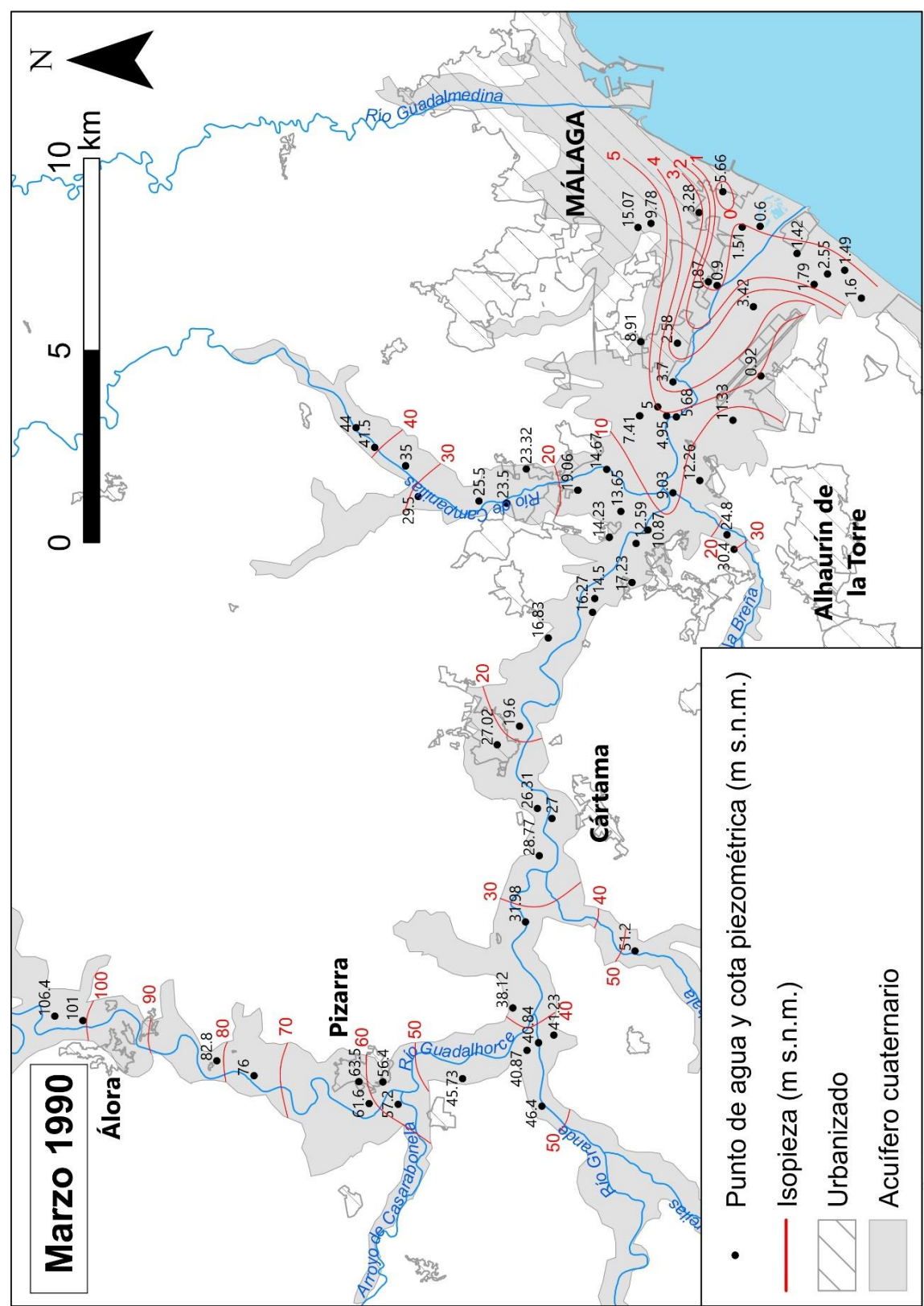
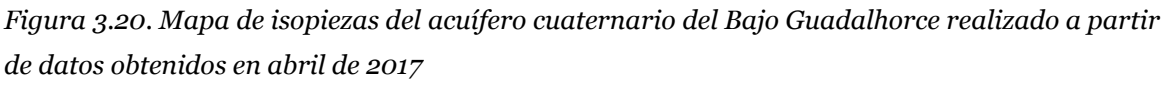


Figura 3.19. Mapa de isopiezas del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce de marzo de 1990 (elaboración propia a partir de datos piezométricos obtenidos de la Base de Datos de Agua del IGME)

En esta tesis doctoral se ha llevado a cabo una actualización de la piezometría del acuífero cuaternario, en la que se han efectuado campañas de medidas con periodicidad mensual. En la figura 3.20 se han representado las isopiezas correspondientes a abril de 2017. Se observa un comportamiento general prácticamente similar a las campañas de isopiezas de 1976, 1982 y 1990, aunque parecen existir diferencias en el sector costero en lo que respecta a las cotas piezométricas puntuales.

Para llevar a cabo una aproximación más precisa de los cambios en la piezometría en el tramo bajo del valle del Guadalhorce durante los últimos 20 años se han elaborado las figuras 3.21 y 3.22, en las que se consideran un periodo de aguas altas y otro de aguas bajas de los años 1996 y 2017. En 1996 (Fig. 3.21), tanto en la época de aguas altas (Fig. 3.21A) como en la de aguas bajas (Fig. 3.21B), las isopiezas indican un flujo generalizado desde el acuífero hacia el río Guadalhorce, aunque existe algún conoide piezométrico generado por bombeos puntuales. Además, en el mapa de mayo de 1996 es posible deducir un flujo preferencial de agua subterránea en la zona subyacente al aeropuerto de Málaga (margen derecha del río), coincidente con el paleocauce existente (Fig. 3.9, corte II-II').

La piezometría presenta cambios en 2017 (Fig. 3.22), cuando se puede apreciar la bifurcación del cauce del río Guadalhorce tras su encauzamiento (1997-2003), así como las nuevas superficies urbanizadas. Tanto para el periodo de aguas altas (Fig. 3.22A) como para el de aguas bajas (Fig. 3.22B) se distinguen flujos de agua subterránea desde el acuífero hacia el río y hacia el mar. En el periodo de aguas altas las cotas piezométricas son hasta un metro superiores a las registradas en el de aguas bajas, en el que se llegan a apreciar cotas negativas en áreas próximas a bombeos puntuales de agua subterránea. La comparación de las piezometrías correspondientes a la situación de aguas altas de 1996 (Fig. 3.21A) y 2017 (Fig. 3.22A) pone de manifiesto que la isopieza 1 m s.n.m. penetra más en el continente en el segundo caso. Esta observación no puede constatararse en la situación de aguas bajas (Fig. 3.21B y 3.22B), probablemente debido la nueva situación hidrodinámica inducida por la bifurcación del río Guadalhorce.



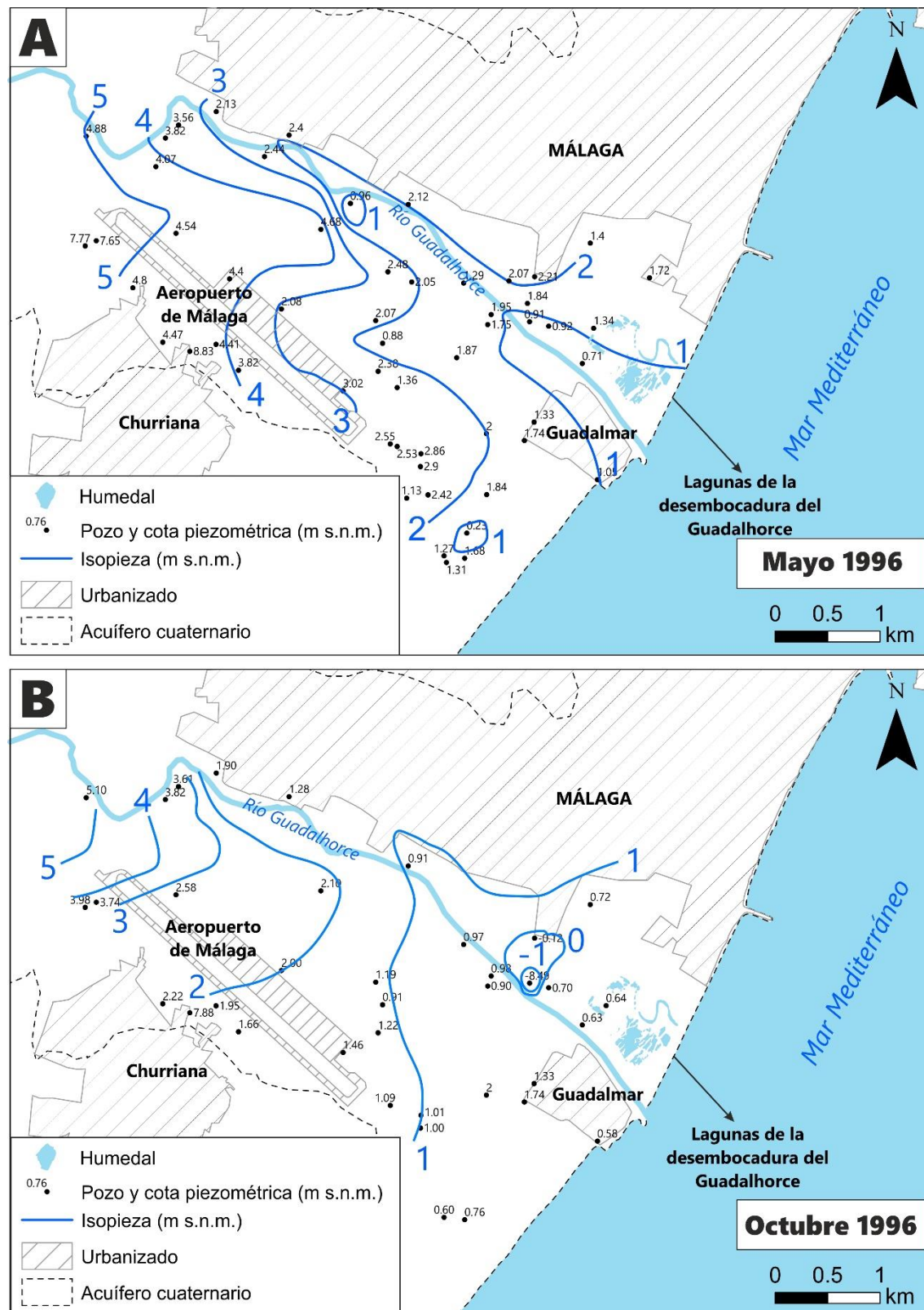


Figura 3.21. Mapa de isopiezas del sector costero del acuífero cuaternario del Bajo Guadalquivir en 1996 (modificado y reeditado de GHUMA-EMASA, 1996)

3.3. Piezometría de los acuíferos

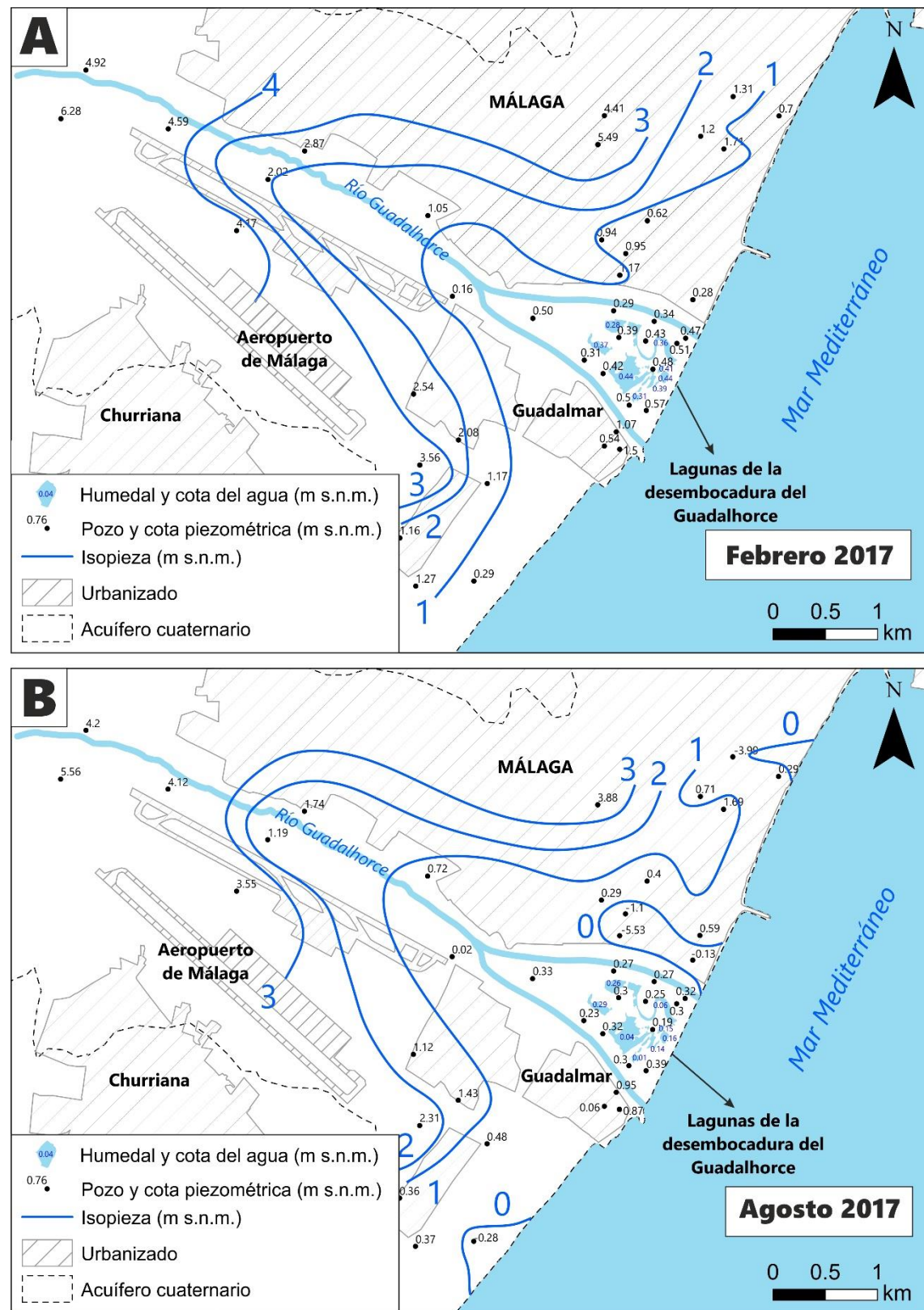


Figura 3.22. Mapa de isopiezas del sector costero del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce realizado a partir de datos obtenidos en 2017

En el capítulo 5 de esta tesis doctoral se analizarán, con más detalle, las cotas piezométricas registradas en el sector ubicado entre los dos brazos del río y el mar Mediterráneo.

3.3.3. Registros continuos de cotas piezométricas

Con el fin de obtener un mayor conocimiento hidrodinámico de los acuíferos, se ha instalado una batería de equipos de registro continuo (*data loggers*) de diferentes características, y con periodicidad de registro horaria, en varios piezómetros existentes en la zona de la desembocadura del río Guadalhorce (Fig. 3.23).

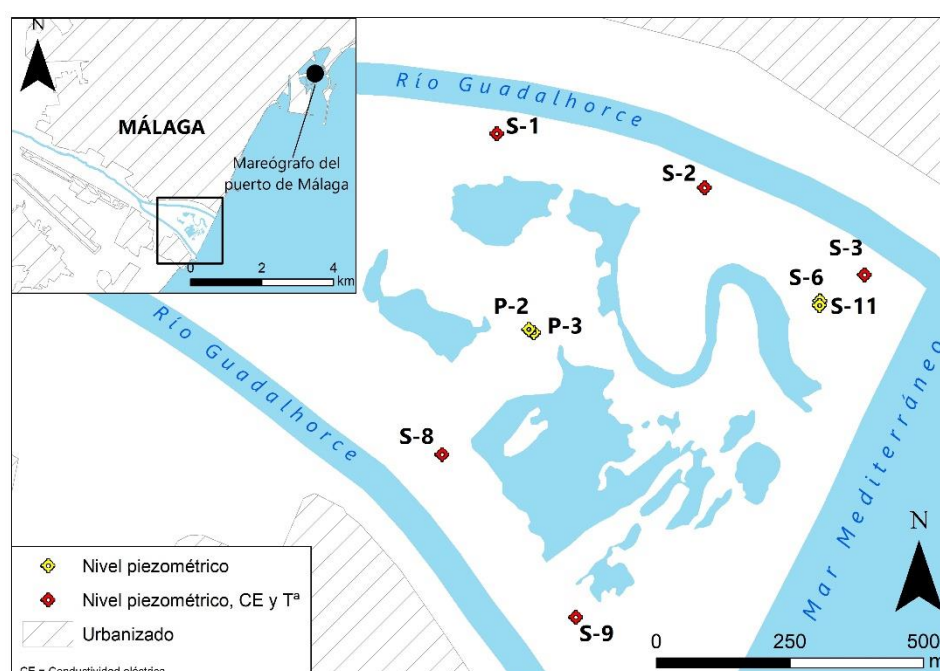


Figura 3.23. Localización de los sensores de registro continuo, instalados en algunos sondeos de la desembocadura del Guadalhorce

Los niveles piezométricos registrados en los equipos instalados en el acuífero cuaternario (Figs. 3.24 y 3.25) responden a los eventos de precipitación con ascensos proporcionales a la magnitud de los mismos. Esta respuesta es diferente en función del sondeo considerado. Así, por ejemplo, las lluvias acaecidas en diciembre de 2016 ocasionaron ascensos de hasta 1,5 m en el piezómetro S-1, mientras que en otros sondeos dicha subida no llegó a los 0,5 m. Este hecho pondría de manifiesto una mayor influencia del río Guadalhorce sobre algunos

sondeos como S-1, S-2 y S-3 (véase situación en figura 3.23), debido a una mayor permeabilidad de la zona donde se sitúan (al menos en el caso de S-1 y S-2; véase Tabla 3.1) o bien a su cercanía al nuevo cauce del río. En los sondeos S-6, S-8 y S-9, en cambio, la elevación de las cotas piezométricas fue menor. En ausencia de lluvias, se observan niveles medios muy constantes a lo largo del año.

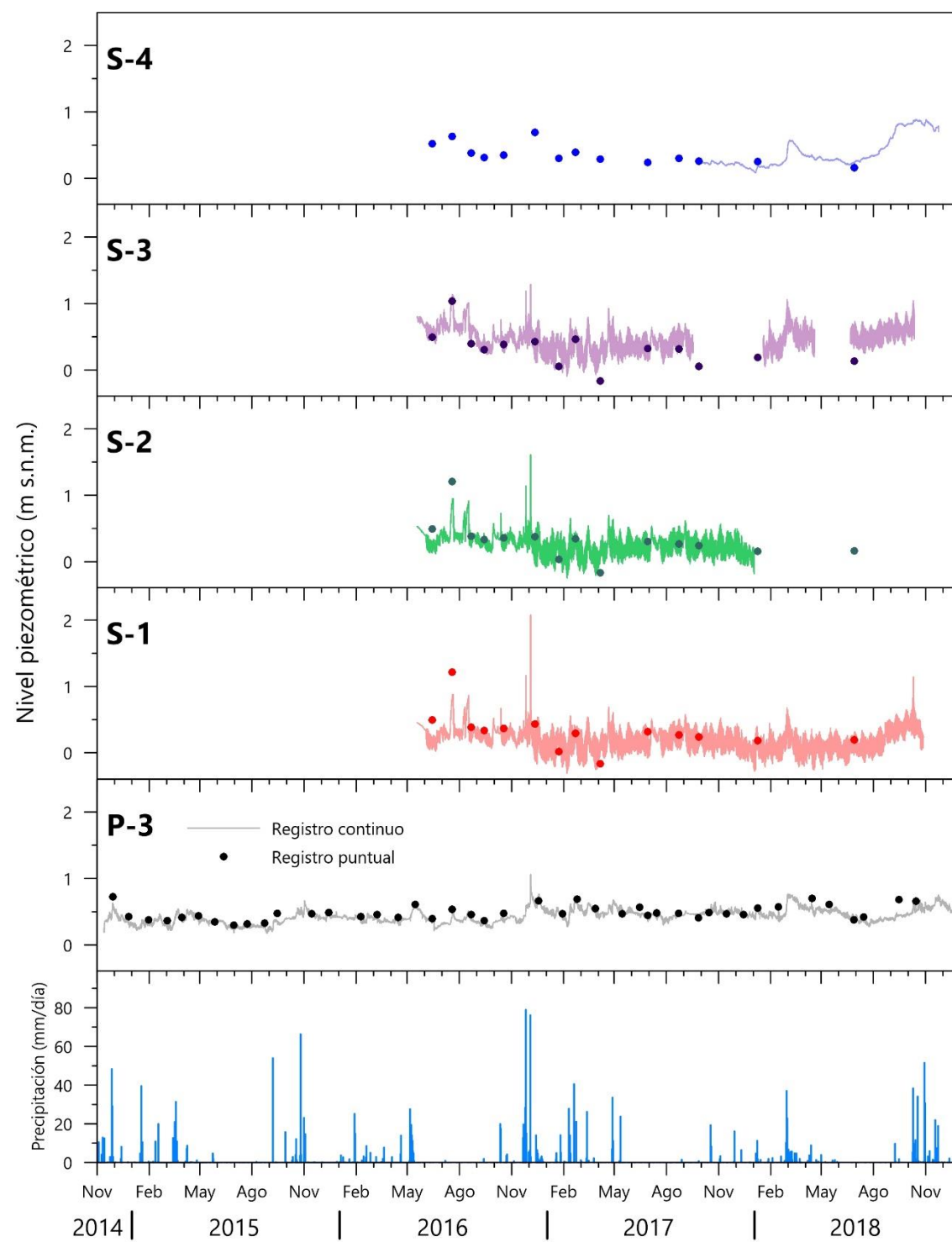


Figura 3.24. Registros continuos y puntuales de cotas piezométricas obtenidos de varios piezómetros del acuífero cuaternario (I)

Los registros continuos se han cotejado las medidas puntuales efectuadas, con el fin de calibrar los equipos y corregir fallos instrumentales, aunque ello ha supuesto una tarea ardua en ocasiones.

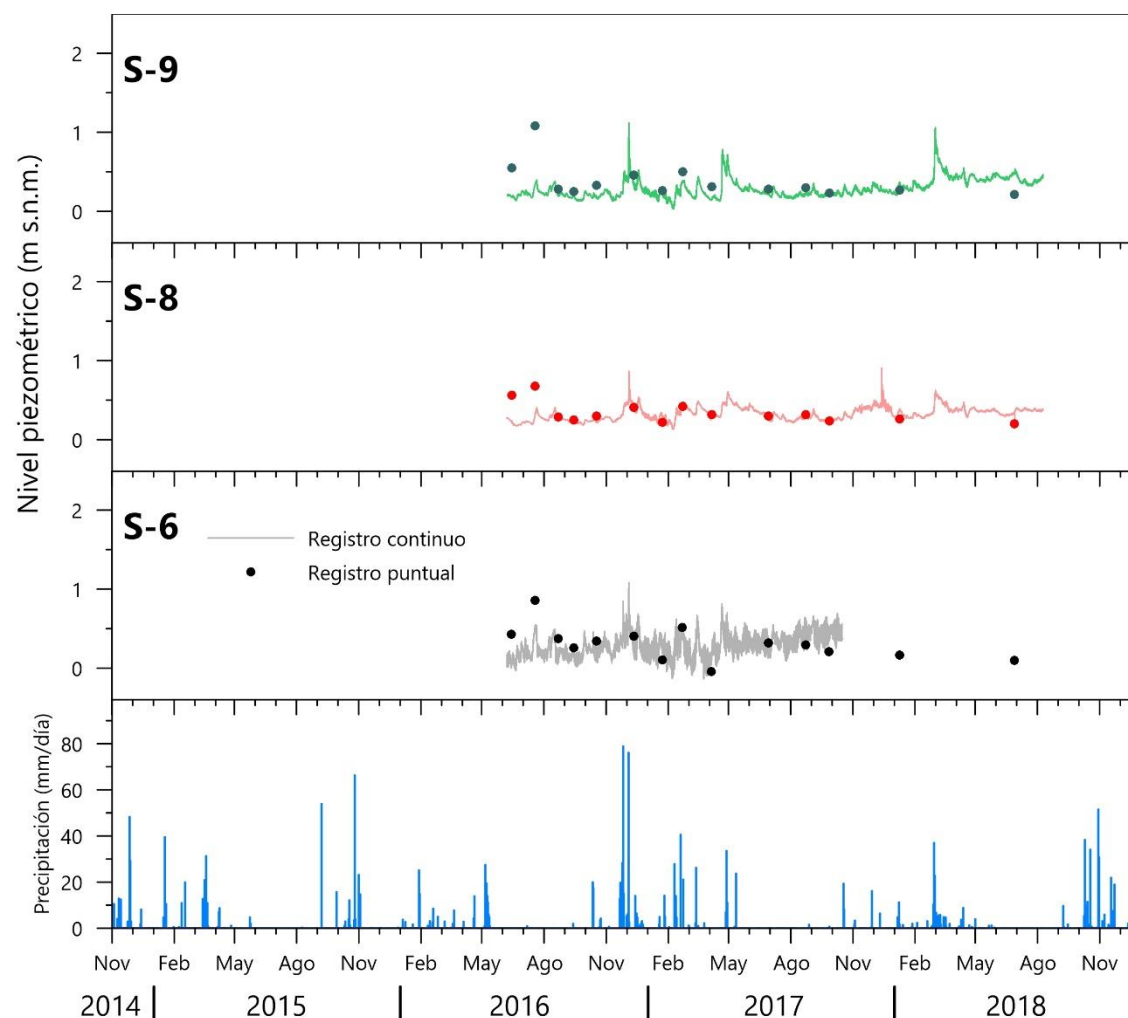


Figura 3.25. Registros continuos y puntuales de cotas piezométricas obtenidos de varios piezómetros del acuífero cuaternario (II)

En dos sondeos que captan agua del acuífero superior plioceno también se han instalado sendos *data loggers*, lo que ha permitido la elaboración de la figura 3.26. La respuesta a las precipitaciones se produce de una forma relativamente rápida, aunque es de menor magnitud que en el acuífero cuaternario. Asimismo, se observa que las cotas piezométricas registradas son superiores a las del acuífero suprayacente (>1,5 m s.n.m.).

El sondeo S-11 puede llegar a ser surgente en periodo de aguas altas, por encima de la cota 2,25 m s.n.m. (Fig. 3.26). Cabe destacar el ascenso de nivel inicial,

ya que el *data logger* se instaló prácticamente tras la finalización del piezómetro. Las lluvias que tuvieron lugar en diciembre de 2016 provocaron un ascenso del nivel hasta la surgencia del agua en este sondeo, lo que a su vez ocasionó la rotura, por entrada de agua, del equipo de registro. En la figura 3.27 se puede ver un detalle de este punto mientras era surgente.

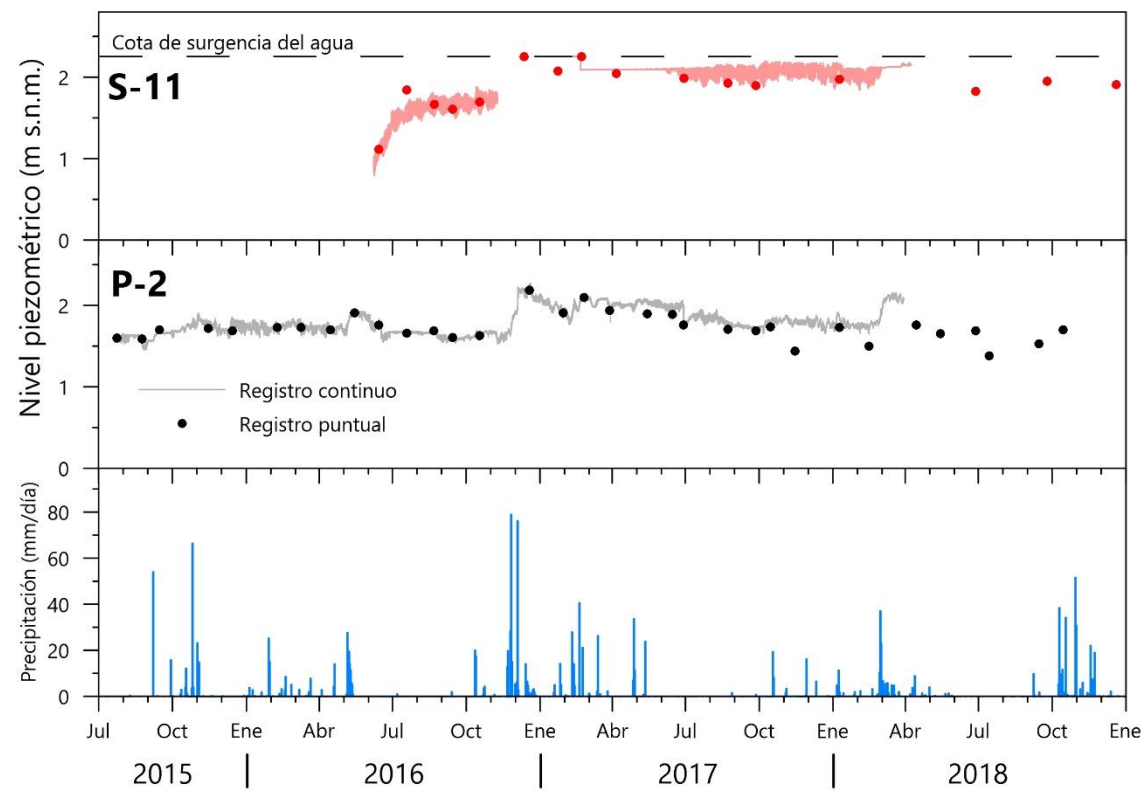


Figura 3.26. Registros continuos y puntuales de cotas piezométricas obtenidos en varios piezómetros que captan agua del acuífero superior plioceno



Figura 3.27. Sondeo S-11 en estado de surgencia el 12/12/2016

3.4. COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LAS AGUAS

Los acuíferos aluviales juegan un papel muy importante a la hora de satisfacer la demanda de agua para el regadío y el abastecimiento de poblaciones. No obstante, la cercanía del nivel piezométrico a la superficie del terreno hace que sean muy vulnerables a ciertas presiones antrópicas -agricultura, vertederos, granjas, etc.-. Además, la interacción entre ríos y acuíferos puede ocasionar que exista una mezcla entre efluentes vertidos a los ríos (aguas residuales de municipios, industrias, ganadería...) y las aguas subterráneas.

Es necesario, por tanto, llevar a cabo una adecuada caracterización hidrogeoquímica de las aguas del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para evaluar la calidad química de las mismas para sus potenciales usos.

3.4.1. Campañas de muestreo

3.4.1.1. Análisis de la evolución histórica

En el marco de la presente tesis doctoral se ha realizado una recopilación de datos de alrededor de 1.800 muestras de agua subterránea, tomadas por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) entre 1977 y 2001, que se han representado en el diagrama de Piper de la figura 3.28.

El agua de los acuíferos del Bajo Guadalhorce presentaba, en general, una conductividad eléctrica relativamente alta ($<1.000-5.500 \mu\text{S}/\text{cm}$) y facies hidroquímicas predominantemente mixtas (IGME, 1983). No obstante, existía una tendencia a que presentaran facies cloruradas-sulfatadas sódicas-magnésicas, debido a la influencia de las aguas procedentes de los materiales evaporíticos de la parte alta de la cuenca y, en menor medida, a los fertilizantes utilizados en los cultivos. En las zonas cercanas a la costa se solían encontrar facies cloruradas sódicas (IGME, 1983) y mayores valores de conductividad eléctrica, dada la interacción entre el mar y el acuífero. Este hecho fue observado tanto en las aguas del acuífero cuaternario como en las del superior plioceno, en el que las facies cloruradas sódicas eran más marcadas, debido a las situaciones de intrusión salina que se generaban por los bombeos.

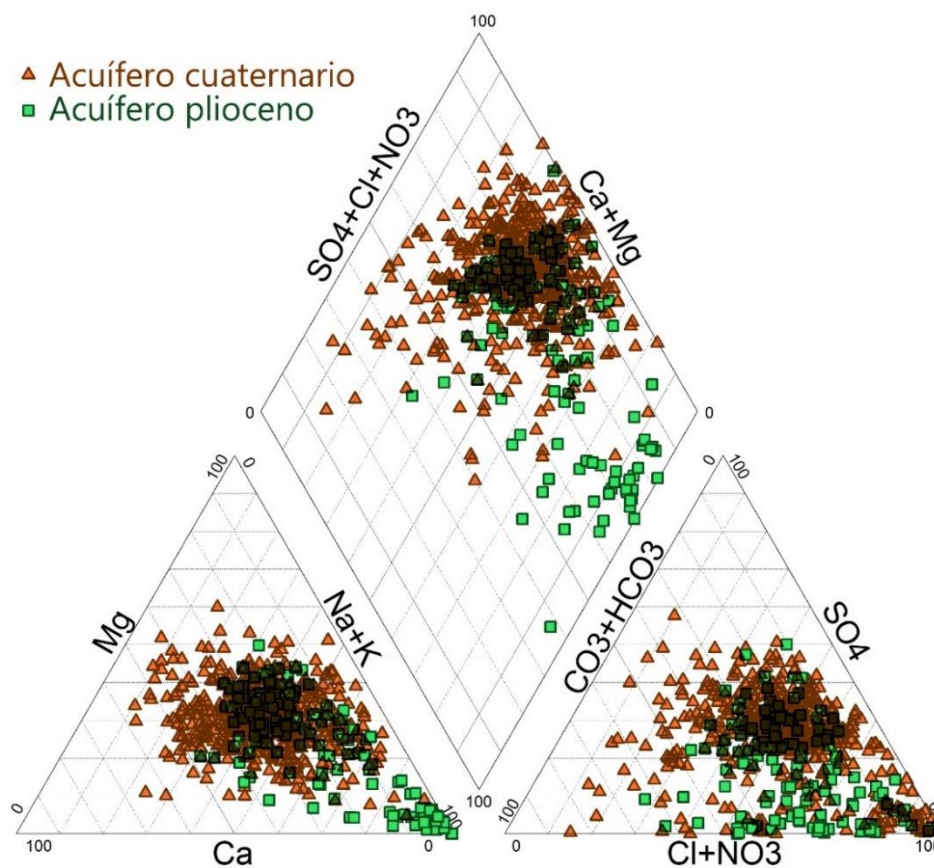


Figura 3.28. Diagrama de Piper de las muestras de agua subterránea tomadas por el IGME entre 1977 y 2001, en los acuíferos cuaternario y superior plioceno

En la tabla 3.3 y en la figura 3.29 se han sintetizado los datos de la campaña de muestreo de aguas subterráneas de los acuíferos cuaternario (Q) y superior plioceno (P) que el IGME realizó en marzo de 1990, ya que es la más completa realizada hasta la fecha con anterioridad a los profundos cambios en el uso del suelo que tuvieron lugar a mediados de esa misma década. Tanto en la tabla 3.3 como en la figura 3.29 se han añadido dos muestras de agua de humedales (L-2 y L-5), que fueron tomadas en mayo de 1997 por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (Consejería de Medio Ambiente, 1998), en el marco de muestreos realizados con anterioridad a las obras de encauzamiento de la desembocadura del río Guadalhorce. No obstante, los resultados relativos a los humedales serán analizados con detalle en el capítulo 5 de esta tesis doctoral.

3.4. Calidad y composición química de las aguas

Tabla 3.3. Datos hidroquímicos correspondientes a la campaña de muestreo de agua subterránea tomadas por el IGME en marzo de 1990 y por la Junta de Andalucía en dos humedales (L-2 y L-5) de la desembocadura del Guadalhorce (mayo de 1997)

Cód.	Cód. IGME	CE (mS/cm)	pH	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺	Mg ⁺
				(mg/l)							
0	1644-2-0001	1,67	7,70	183	280	27	260	200	4	107	29
1	1644-2-0004	1,30	7,90	252	200	43	149	134	2	94	28
2	1644-2-0005	4,01	7,50	150	870	248	628	526	6	270	105
3	1644-2-0008	1,91	7,80	261	250	73	342	227	6	130	51
4	1644-2-0012	1,75	7,60	276	221	94	210	187	12	81	44
5	1644-2-0013	1,19	8,00	333	95	14	245	73	5	92	65
6	1644-2-0014	3,69	7,50	228	610	448	640	397	12	235	151
7	1644-2-0015	1,23	7,90	293	120	24	261	122	20	105	38
8	1644-2-0018	2,06	7,90	260	431	29	266	342	4	99	23
9	1644-4-0001	0,74	7,90	266	58	20	112	49	2	85	27
10	1644-4-0007	0,90	7,70	261	61	38	184	58	3	96	41
11	1644-6-0001	3,09	7,50	189	671	125	411	335	15	172	109
12	1644-7-0005	1,46	7,90	223	214	48	231	110	3	154	29
13	1644-7-0010	2,57	7,70	210	592	76	264	303	4	126	75
14	1644-7-0011	2,15	7,80	321	409	73	284	227	7	152	77
15	1644-7-0014	2,28	7,60	257	344	118	402	183	26	179	81
16	1644-7-0015	2,87	7,50	243	483	77	348	334	6	137	105
17	1644-7-0016	1,78	7,90	204	329	32	200	199	4	96	44
18	1644-7-0018	0,69	7,70	182	50	10	150	41	6	85	19
19	1644-7-0019	2,98	7,50	240	591	98	380	300	5	135	116
20	1644-7-0066	3,22	7,50	277	669	78	474	359	5	189	110
21	1644-7-0067	3,16	7,50	244	667	95	436	302	5	186	140
22	1644-8-0007	1,28	7,70	256	172	45	232	122	4	103	58
23	1644-8-0009	1,41	7,50	218	138	114	295	90	3	137	60
24	1644-8-0013	1,50	7,70	266	193	53	232	178	1	98	26
25	1644-8-0020	2,63	7,50	204	586	66	386	298	4	180	73
26	1644-8-0022	3,38	7,50	200	682	76	600	367	5	233	104
27	1644-8-0032	0,56	7,80	160	36	6	121	31	4	68	16
28	1644-8-0036	3,79	7,50	154	898	98	560	428	5	256	130
29	1644-8-0037	2,56	7,70	240	609	87	243	305	5	120	90
30	1644-8-0053	1,45	7,70	188	215	4	277	156	4	99	46
31	1644-8-0062	0,85	7,60	102	194	6	65	108	4	27	26
32	1644-8-0065	2,10	7,50	205	343	66	324	196	3	158	65
33	1644-8-0066	1,71	7,90	309	265	32	299	168	10	164	47
34	1644-8-0067	1,13	7,80	240	168	9	173	72	7	119	37
35	1644-8-0072	3,41	7,50	184	760	300	430	286	10	284	131
36	1644-8-0081	2,65	7,50	183	441	132	474	194	4	217	112
37	1644-8-0082	2,06	7,70	314	295	60	292	272	56	100	33
38	1644-8-0084	2,69	7,50	199	559	64	348	152	5	194	136
39	1644-8-0088	0,99	7,90	223	113	34	177	68	5	100	35
40	1644-8-0091	2,86	7,50	192	670	91	416	203	24	268	115
41	1644-8-0096	0,62	7,80	194	43	11	113	42	5	72	20
42	1644-8-0102	2,97	7,70	246	634	18	656	291	2	224	149
43	1644-8-0104	1,22	7,80	301	117	2	320	100	10	119	48
44	1644-8-0111	2,62	8,00	310	304	23	320	179	63	113	76
45	1644-8-0114	2,40	7,50	213	468	107	312	167	2	161	132
46	1644-8-0126	1,22	7,80	301	117	2	320	100	10	119	48
47	1644-8-0127	1,62	8,30	157	309	12	232	187	6	51	66
48	1644-8-0145	1,93	7,60	267	294	192	276	121	2	145	107
49	1644-8-0151	1,84	7,60	207	312	106	306	87	4	164	102
50	1644-8-0204	3,27	8,00	533	739	13	315	564	5	80	94

3.4. Calidad y composición química de las aguas

Tabla 3.3. Continuación

Cod	Cód. IGME	CE (mS/cm)	pH	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺	Mg ⁺
				(mg/l)							
51	1644-8-0207	1,48	7,60	268	106	132	326	106	2	155	56
52	1744-1-0002	1,48	7,60	268	106	132	326	106	2	155	56
53	1744-5-0035	2,65	7,50	194	380	195	316	257	8	179	95
54	1744-5-0042	3,27	8,00	533	739	13	315	564	5	80	94
55	1744-5-0044	3,37	7,50	212	730	51	520	343	22	237	110
56	1744-5-0045	3,64	7,60	285	819	61	552	431	5	177	141
57	1744-5-0049	2,47	7,50	273	514	85	296	273	5	188	63
58	1744-5-0057	2,94	7,60	276	609	82	386	308	7	162	112
59	1744-5-0065	1,85	7,80	221	340	6	276	212	8	90	62
60	1744-5-0066	2,60	7,50	231	558	66	300	274	5	138	98
61	1744-5-0067	4,49	7,70	281	1300	2	243	603	9	185	152
62	1744-5-0069	2,60	7,50	231	558	66	300	274	5	138	98
63	1744-5-0078	2,00	7,70	331	540	74	354	278	12	168	107
64	1744-5-0084	2,39	7,40	454	675	0	136	346	2	106	93
65	1744-5-0095	1,66	7,60	250	192	182	264	114	3	120	86
66	1744-5-0103	2,81	7,60	254	489	31	623	296	14	191	112
67	1744-5-0108	2,65	7,50	240	485	224	337	215	2	159	129
68	1744-5-0112	11,91	7,40	240	3819	5	956	2012	47	499	285
69	1744-5-0119	4,90	7,80	313	1455	27	245	728	8	149	154
70	1744-5-0124	3,15	7,90	278	760	94	314	287	13	195	157
71	1744-5-0132	0,48	8,20	220	27	7	29	13	1	50	26
72	1744-5-0136	2,06	7,60	329	510	20	2	419	13	6	9
73	1744-5-0143	0,60	7,90	246	36	53	47	14	1	64	37
74	1744-5-0147	1,13	7,60	317	83	188	131	43	1	111	65
75	1744-5-0153	5,88	7,50	328	1202	93	1409	863	32	308	242
76	1744-5-0159	0,91	7,40	423	68	8	87	32	4	117	49
77	1744-5-0161	3,24	7,60	189	715	71	582	467	34	226	75
78	1744-5-0164	1,78	7,90	390	277	10	243	144	6	113	94
79	1744-5-0185	0,91	7,70	311	108	3	89	72	3	79	37
80	1744-5-0186	0,39	7,90	98	58	2	32	36	3	31	9
81	1744-5-0188	1,50	7,80	373	202	4	182	183	5	80	49
82	1744-5-0191	0,31	8,10	85	32	3	32	30	3	25	5
83	1744-5-0192	0,79	7,40	70	230	5	6	93	9	24	26
84	1744-5-0193	3,37	7,10	52	1189	5	12	402	11	79	135
85	1744-5-0194	5,55	7,80	388	1682	2	75	1170	22	24	63
86	1744-5-0202	2,40	7,50	267	484	51	309	220	4	162	88
87	1744-5-0203	1,18	7,60	323	461	0	290	196	5	151	120
88	1744-5-0207	2,39	7,40	454	675	0	136	346	2	106	93
89	1744-5-0209	1,40	7,80	287	239	10	175	127	3	96	58
90	1744-5-0212	2,42	7,60	313	484	49	332	227	4	163	87
91	1745-1-0003	2,89	7,60	305	619	58	346	305	4	159	100
92	1745-1-0014	1,66	7,70	333	180	116	294	135	2	105	93
93	1745-1-0030	1,07	7,90	379	118	9	108	86	4	68	60
94	1745-1-0055	2,72	7,60	244	180	27	197	87	2	89	65
95	1745-1-0086	1,78	7,90	390	277	10	243	144	6	113	94
96	1745-1-0132	2,68	7,30	67	669	2	296	280	6	86	126
97	1745-1-0133	1,34	7,90	207	327	11	68	192	3	44	44
98	1745-1-0134	1,55	7,80	262	274	2	195	146	3	80	73
L-2		6,40	10,10	101	2620		232	1515	60	122	169
L-5		7,00	9,20	216	2534		219	1161	62	163	222

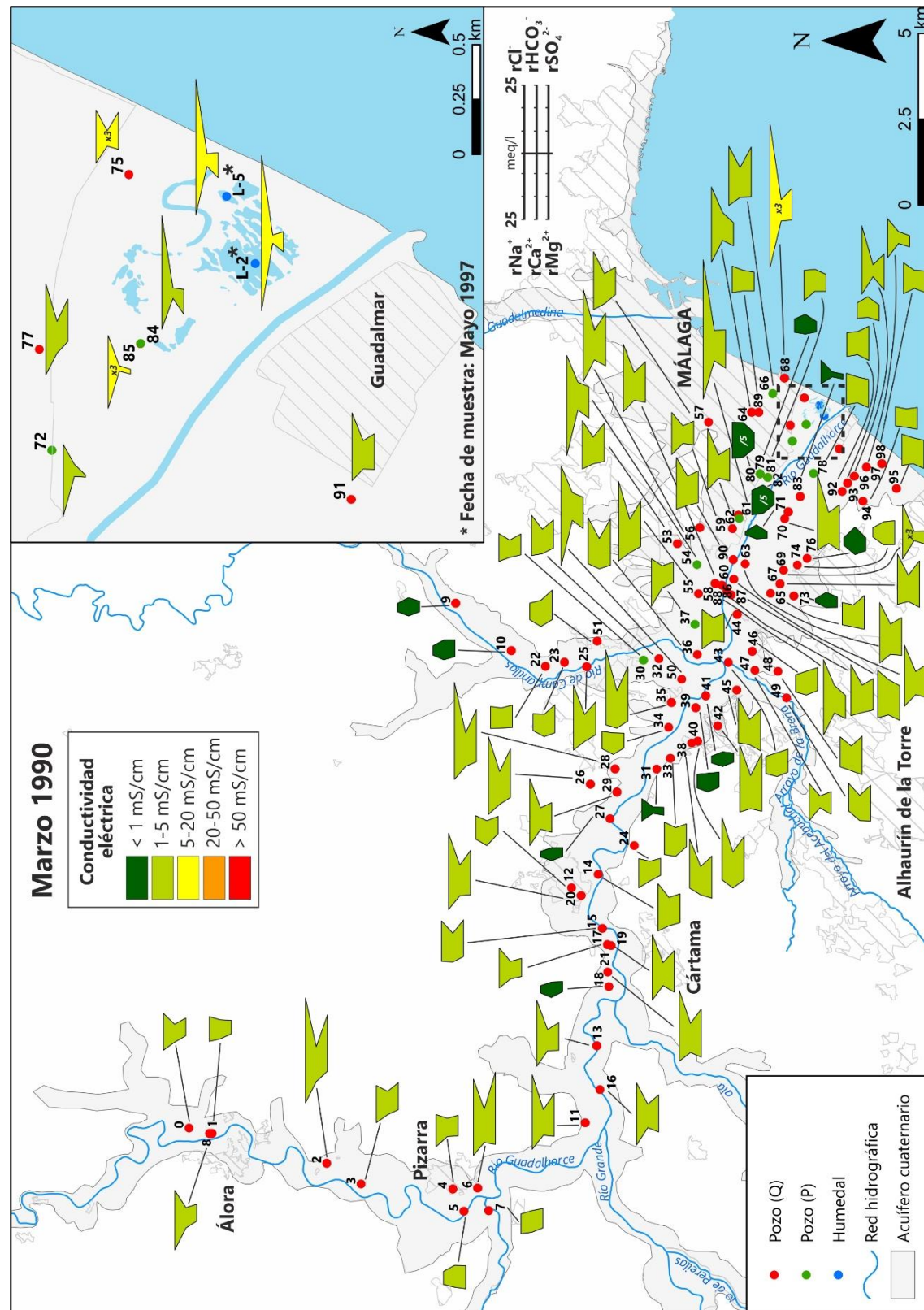


Figura 3.29. Diagramas de Stiff y valores de conductividad eléctrica de las muestras de agua tomadas por el IGME en marzo de 1990, así como de dos muestras (L-2 y L-5) tomadas en 1997 por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía en dos lagunas de la desembocadura del Guadalquivir. Q = acuífero cuaternario; P = acuífero superior plioceno

Se constata la presencia generalizada de aguas con facies mixtas y cloruradas-sulfatadas sódicas-magnésicas en ambos acuíferos (Fig. 3.30). De forma puntual se detectan facies bicarbonatadas cálcicas, probablemente asociadas a los cauces superficiales y a pequeños aportes laterales. No obstante, en el sector costero predominan las facies cloruradas sódicas, que además presentan mayor mineralización. En estas muestras ha sido necesario aplicar un factor multiplicador/divisor a los diagramas de Stiff para ajustarlos a un tamaño de representación adecuado (Fig. 3.29).

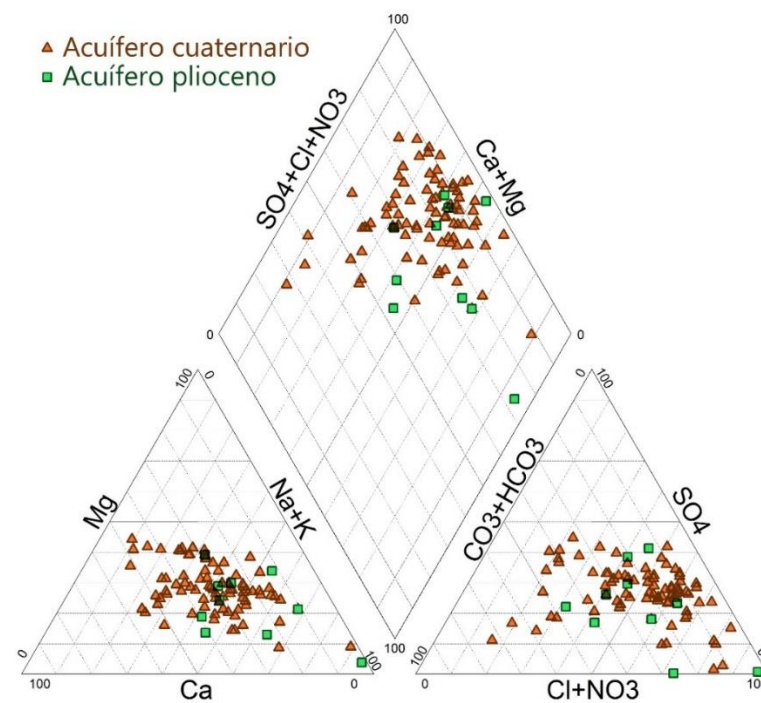


Figura 3.30. Diagrama de Piper de las muestras de agua subterránea tomadas por el IGME, en marzo de 1990, en los acuíferos cuaternario y superior plioceno

En abril de 2017 (época de aguas altas), en el marco de esta investigación, se llevó a cabo una campaña de muestreo general en una amplia variedad de puntos de agua del Bajo Guadalhorce, cuya información se presenta en la tabla 3.4 y en la figura 3.31. Dicha campaña incluye muestras de agua subterránea de los acuíferos cuaternario (Q) y superior plioceno (P), así como del río Guadalhorce y de los humedales de la desembocadura. No obstante, el grupo de muestras de los humedales será analizado más adelante.

3.4. Calidad y composición química de las aguas

Tabla 3.4. Datos hidroquímicos correspondientes a la campaña de muestreo realizada en el marco de la presente tesis doctoral, en abril de 2017

Cod	CE (mS/cm)	T ^a °C	pH	O ₂	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺	Mg ⁺
(mg/l)												
P-0	8,90	18,3	7,83	5,87	549	2582	13	902	1497	47	370	355
P-1	6,57	20,1	9,06	1,02	189	2278	5	18	1571	47	29	69
P-2	5,41	19,8	9,26	0,48	218	1799	4	21	1169	17	18	129
P-3	4,31	19,7	9,57	0,31	432	1093	3	199	1093	33	22	26
P-5	17,27	19,2	7,96	0,73	327	5984	11	1088	3475	101	551	597
P-8	1,72	16,7	7,34	3,77	399	246	8	287	229	14	142	56
P-9	1,97	19,1	7,58	4,98	530	193	102	392	273	7	132	99
P-10	2,54	20,1	9,3	0,29	52	457	2	58	264	10	32	47
P-11	0,95	15,4	7,93	3,71	256	105	1	163	98	1	60	55
P-12	0,53	18,1	7,73	9,61	86	119	2	29	80	8	35	4
P-13	1,72	19,6	7,26	1,38	429	240	33	283	221	13	123	82
P-14	3,27	19,4	7,16	0,88	392	585	144	627	469	8	224	145
P-15	0,12	21,0	8,39	1,06	72	10	1	7	5	6	20	2
P-18	1,74	21,7	6,76	1,47	481	251	21	242	193	2	190	55
P-20	2,83	22,6	6,90	3,87	1306	263	2	806	352	6	268	166
P-22	2,17	22,2										
P-23	1,70	21,3	7,22	2,56	465	237	9	283	177	6	135	102
P-24	0,95	20,6	8,15	1,85	174	156	1	165	114	10	29	66
P-25	1,19	16,4										
P-26	4,77	19,4	7,60	1,10	336	1309	5	422	886	33	182	113
P-27	1,55	20,6	8,55	2,54	320	269	1	236	210	10	52	101
P-34	0,64	19,7	9,11	1,39	131	149	1	7	136	16	7	9
P-35	1,96	19,6	9,48	1,02	420	404	1	61	482	20	7	25
P-41	7,63	17,8	6,87	1,69	9	2743	3	14	373	11	1175	145
P-43	0,85	18,3	7,87	3,57	271	52	77	140	77	8	87	40
P-45	2,62	19,2	7,65	3,62	500	379	22	699	275	17	189	196
P-46	1,88	19,1	7,16	7,58	358	308	39	296	208	4	187	66
P-47	2,85	20	7,28	1,30	505	478	39	578	333	5	200	176
P-48	1,96	20,4	7,38	3,19	313	395	31	230	260	8	133	75
P-50	2,44	17,7	8,57	1,65	1247	294	2	31	734	7	10	3
P-51	0,93	19,6	8,01	1,32	168	167	1	118	114	7	52	41
P-54	1,02	17,8	7,74	3,78	267	80	26	235	101	3	111	38
P-56	0,57	16,9	7,93	8,39	270	35	5	67	29	4	66	36
P-57	2,24	19,9	7,31	4,03	387	415	26	332	316	7	155	86
P-58	2,09	18,7	7,55	7,31	397	348	46	348	247	9	156	106
P-60	1,07	16,2	7,71	4,34	387	73	7	218	84	6	87	80
P-61	1,42	17,2	7,67	6,16	340	145	36	292	218	4	114	32
P-62	4,69	19,4	7,25	7,31	345	1122	115	721	596	6	385	199
P-63	1,5	19,4	7,23	6,61	366	205	55	231	112	4	175	67
P-64	1,82	19,9	7,07	8,02	407	250	69	296	204	6	190	61
P-66	1,85	18,8	7,33	1,58	293	354	3	280	229	7	159	58
P-67	1,79	20,2	7,18	7,16	437	207	205	251	126	6	167	127
P-68	2,95	20,5	7,23	5,85	404	637	89	363	402	11	196	127
P-75	2,85	18,1	7,25	2,36	491	526	50	472	369	9	210	137
P-76	2,9	19,5	7,10	5,80	477	574	88	373	397	14	195	121
P-78	5,83	18,8	7,00	2,44	501	1176	42	1505	658	16	550	317
P-79	1,19	16,8	7,39	5,36	170	282	3	66	205	10	64	15
P-80	1,96	19,5	7,26	2,20	441	386	3	179	267	8	132	76
P-81	0,66	20,2	8,22	2,01	127	120	1	77	89	10	37	22
P-82	2,33	17,3	7,37	3,97	443	384	93	373	249	16	198	107
P-83	2,58	20,2	8,67	1,06	1163	344	2	62	754	10	9	5
P-84	2,99	20,6	8,44	1,60	965	436	2	223	847	13	12	4
P-85	4,94	17,2	7,07	4,10	539	1061	191	737	742	14	366	168

3.4. Calidad y composición química de las aguas

Tabla 3.4. Continuación

Cod	CE	T ^a	pH	O ₂	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺	Mg ⁺
	(mS/cm)	°C										
P-86	8,65	18,9										
P-87	2,72	21,4	7,30	0,34	411	572	10	338	399	29	133	110
P-88	2,43	22,1	7,53	0,35	568	387	2	397	383	12	127	103
P-89	1,95	23,1	7,42	3,79	555	270	2	315	289	9	141	76
P-90	1,50	23,2	7,52	1,94	472	193	5	219	216	7	106	59
P-91	2,13	21,3	7,01	0,93	495	317	14	401	266	8	190	84
P-92	0,48	20,5	8,57	0,48	212	58	1	15	43	15	25	31
P-95	1,77	19,2	7,05	8,04	490	256	13	265	191	8	189	66
P-96	24,30	19,5	9,68	0,61	103	9418	16	139	6111	215	120	421
S-1	23,90	20,2	7,30	0,33	395	8064	18	1348	4972	130	426	684
S-2	29,60	20,4	7,17	0,37	458	11053	19	1766	6938	182	518	871
S-3	45,70	22,1	7,22	0,51	349	18310	29	2434	11484	365	541	1402
S-4	22,30	20,9	7,57	1,11	278	7840	15	2093	4289	130	1251	673
S-5	24,60	20,4	7,65	0,53	568	8999	16	1097	5340	190	476	797
S-6	45,90	20,5	7,32	0,29	306	18080	29	2708	11266	377	728	1432
S-7	42,30	19,6	7,40	0,40	473	16446	27	2177	9920	245	860	1421
S-8	13,96	19,4	7,77	1,03	472	4734	9	706	3183	132	226	315
S-9	28,20	20,5	7,49	0,92	521	10531	18	1394	6257	190	585	987
S-10	44,00	19,1	7,49	0,92	267	17190	28	2415	10797	316	656	1368
S-11	3,89	20,7	8,19	0,23	362	1137	3	80	797	19	56	89
L-1	13,94	17,2	8,47	9,30	281	4591	9	1476	2914	100	401	469
L-2	68,00	18,1	8,73	6,67	298	30514	45	4365	18733	457	1348	2779
L-3	25,60	21	7,81	8,42	244	9203	17	1753	5529	119	591	868
L-4	57,10	17,5	8,40	7,31	268	25043	37	3400	15012	359	1196	2226
L-5	69,70	17,9	8,19	5,33	253	29755	44	3813	18404	479	1345	2449
L-6	55,20	21,1	8,10	5,27	231	22709	35	3379	13972	366	1096	1921
L-7	72,10	15,8	8,34	6,93	238	30711	46	4030	19481	614	1108	2457
L-8	59,10	16,5	8,27	7,09	353	24545	38	3201	15253	400	897	2053
R-1	4,86	17,6	8,16	9,86	327	1332	14	319	854	33	135	143
R-2	3,63	17,8	7,68	5,87	340	975	14	293	632	25	141	121
R-3	1,01	20,2	7,73	7,49	317	114	10	119	92	4	92	50
R-4	1,24	18,5	7,81	9,12	389	107	38	205	81	6	130	79
R-5	0,91	17,3	7,62	7,68	299	97	7	103	79	3	82	48
R-6	1,27	14,6	7,59	7,00	385	136	11	188	103	6	119	75
R-7	0,53	15,1	7,83	9,98	269	22	5	49	22	2	64	34
R-8	1,33	16,2	7,70	8,36	318	193	11	174	152	5	100	61
R-9	0,77	15	8,03	7,35	319	41	9	124	40	3	85	54
R-10	1,88	18	7,70	7,75	226	389	5	214	296	5	113	44

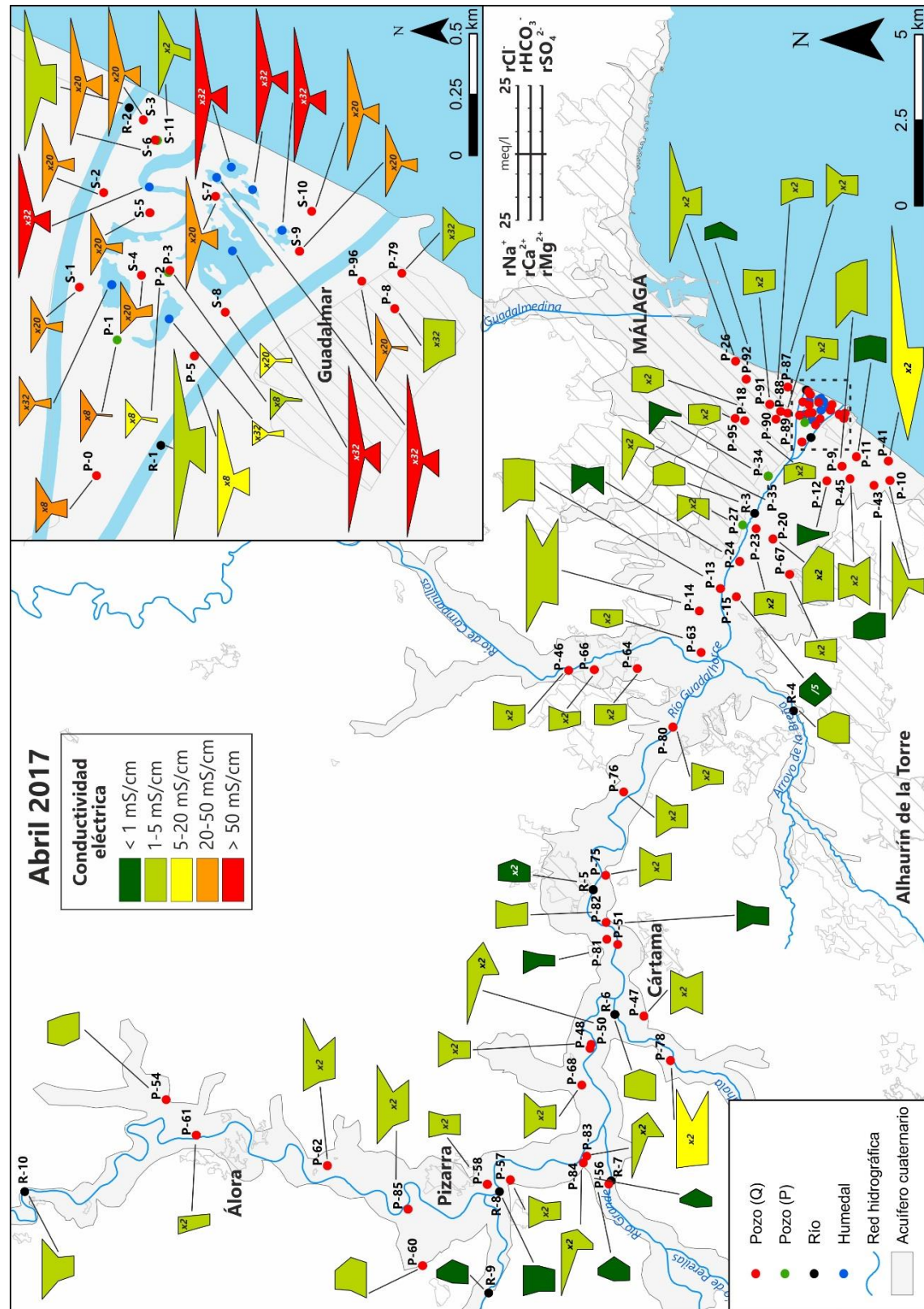


Figura 3.31. Diagramas de Stiff y valores de conductividad eléctrica de las muestras de agua tomadas en abril de 2017 en el marco de la presente tesis doctoral. Q = acuífero cuaternario; P = acuífero superior plioceno

Por lo que respecta a las aguas subterráneas, queda patente que en la actualidad se siguen presentando, en ambos acuíferos, facies hidroquímicas de tipo mixta (Fig. 3.32), aunque no son escasas las cloruradas sódicas, sobre todo en el sector costero comprendido entre los dos brazos del río Guadalhorce, dada la mezcla de agua dulce y salada. En gran parte del Bajo Guadalhorce se mantienen valores de conductividad eléctrica similares a los registrados históricamente, pero en la costa se observa un aumento destacable, con valores superiores a los 50 mS/cm en algunos puntos. Tal es así, que a muchos de los diagramas de Stiff de esta área se les ha tenido que aplicar un importante factor de multiplicación para poder ser representados gráficamente (Fig. 3.31). De forma anecdótica, existen varios puntos en los que se han detectado facies bicarbonatadas sódicas y cloruradas cálcicas. En el sector costero cabe destacar la mineralización más baja que presentan las muestras de los puntos P-2 y S-11 (acuífero superior plioceno) con respecto al resto de valores del entorno.

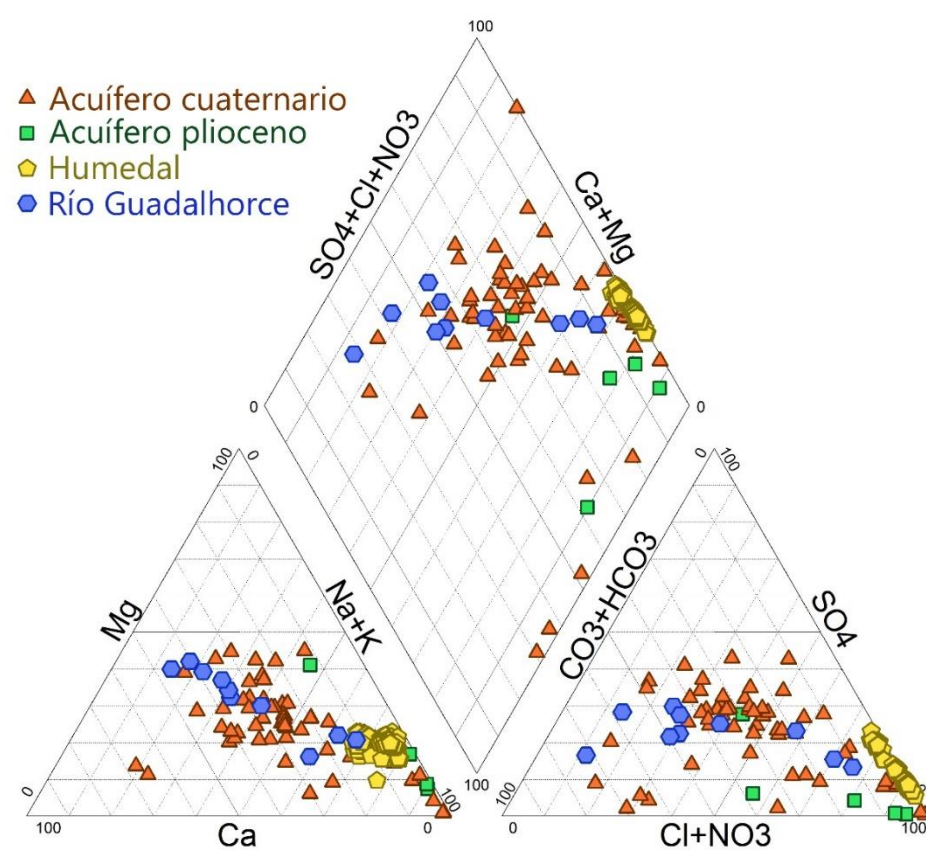


Figura 3.32. Diagrama de Piper de las muestras de agua subterránea y superficial tomadas en abril de 2017, en el marco de la presente tesis doctoral

Varias campañas de muestreo llevadas a cabo en el acuífero cuaternario entre 1976 y 2017 permiten realizar una comparación de la distribución espacial y temporal de la conductividad eléctrica del agua (Fig. 3.33) y de algunos componentes hidroquímicos como cloruros, sulfatos y nitratos (Figs. 3.34, 3.35 y 3.36, respectivamente) para analizar los posibles cambios que han tenido lugar en cuatro décadas.

Los valores de conductividad eléctrica (Fig. 3.33) son, por lo general, inferiores a los 4 mS/cm en todos los periodos analizados. Existen algunos sectores, comprendidos entre Álora y Pizarra, en los que en 1990 y 2017 se podían observar valores ligeramente superiores.

En el sector de la desembocadura del río Guadalhorce es donde se aprecian los mayores cambios. Tal es así, que en 1990 y con anterioridad se detectan zonas de alta conductividad eléctrica (hasta 14 mS/cm), mientras que en 2017 se identifica una gran área de influencia salina en todo este sector, con valores superiores a 20 mS/cm (Fig. 3.31), a excepción del punto P-3 (4,31 mS/cm).

El mapa de isocontenidos de cloruros (Fig. 3.34) evidencia el mismo comportamiento que el de conductividad eléctrica, lo que pone de manifiesto que la mineralización de las aguas está determinada, en gran medida, por este anión. Su presencia en el acuífero se debe, por una parte, a la disolución de las evaporitas del sector norte de la cuenca del Guadalhorce, donde hay manantiales salinos como el de Meliones (Carrasco, 1978, 1986; Carrasco y Benavente, 1986). Estas aguas salinas se almacenan en el embalse del Guadalhorce y, tras su mezcla con las de los embalses del Conde de Guadalhorce y del Guadalteba, se utilizan para regadío en la vega del Guadalhorce y para el abastecimiento a la ciudad de Málaga. En el sector costero, sin embargo, los cloruros se deben mayoritariamente a la influencia del mar Mediterráneo en el acuífero (Linares *et al.*, 1988). Cabe destacar las altas concentraciones detectadas en 2017 en la zona de la desembocadura del río Guadalhorce (> 15.000 mg/l), con respecto a los 250-1.000 mg/l de media del acuífero (Fig. 3.34).

3.4. Calidad y composición química de las aguas

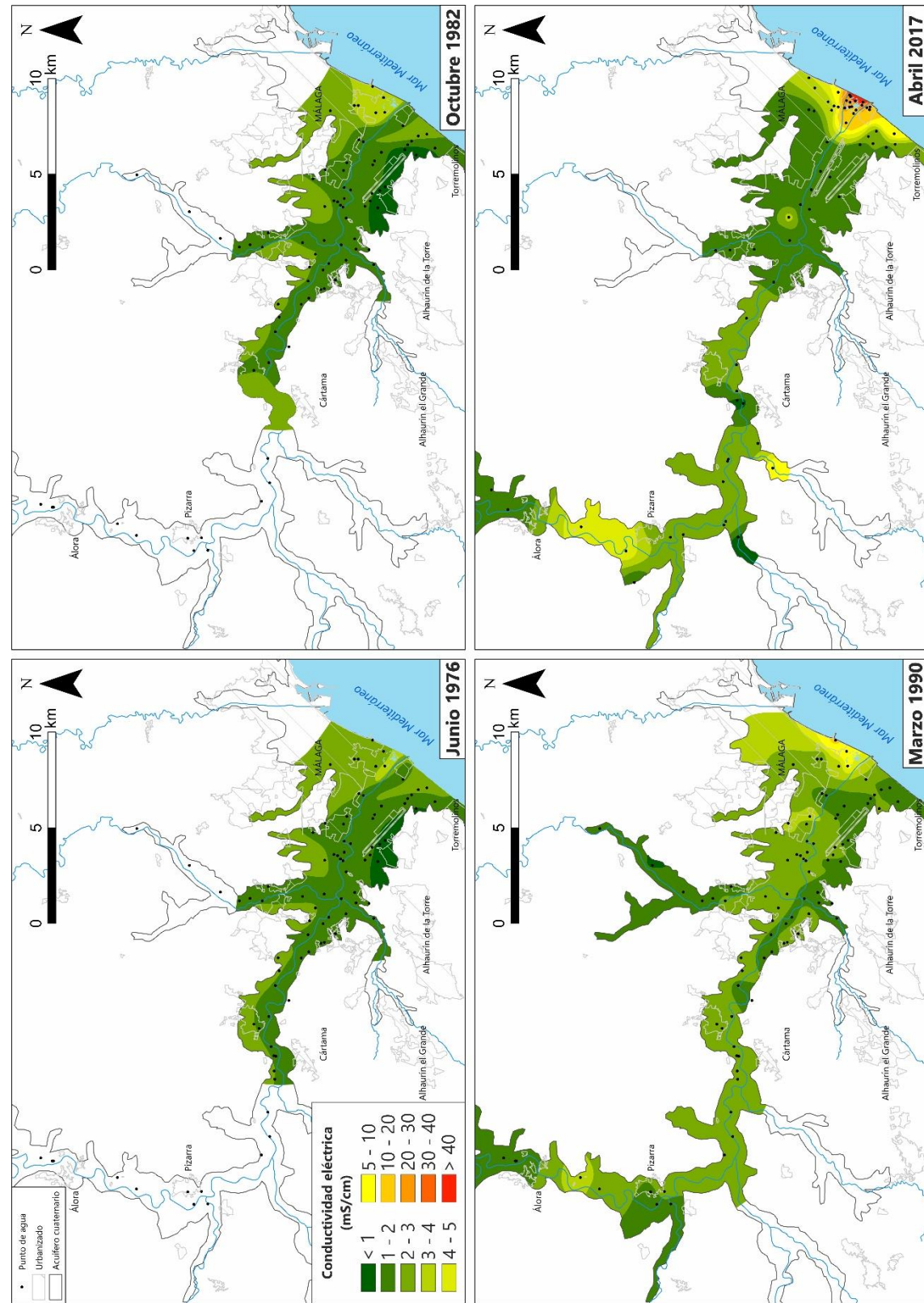


Figura 3.33. Mapas de isovalores de conductividad eléctrica (CE – mS/cm) de las aguas del acuífero cuaternario entre 1976 y 2017. Mapas de 1976 y 1982 tomados y modificados de Linares et al. (1988)

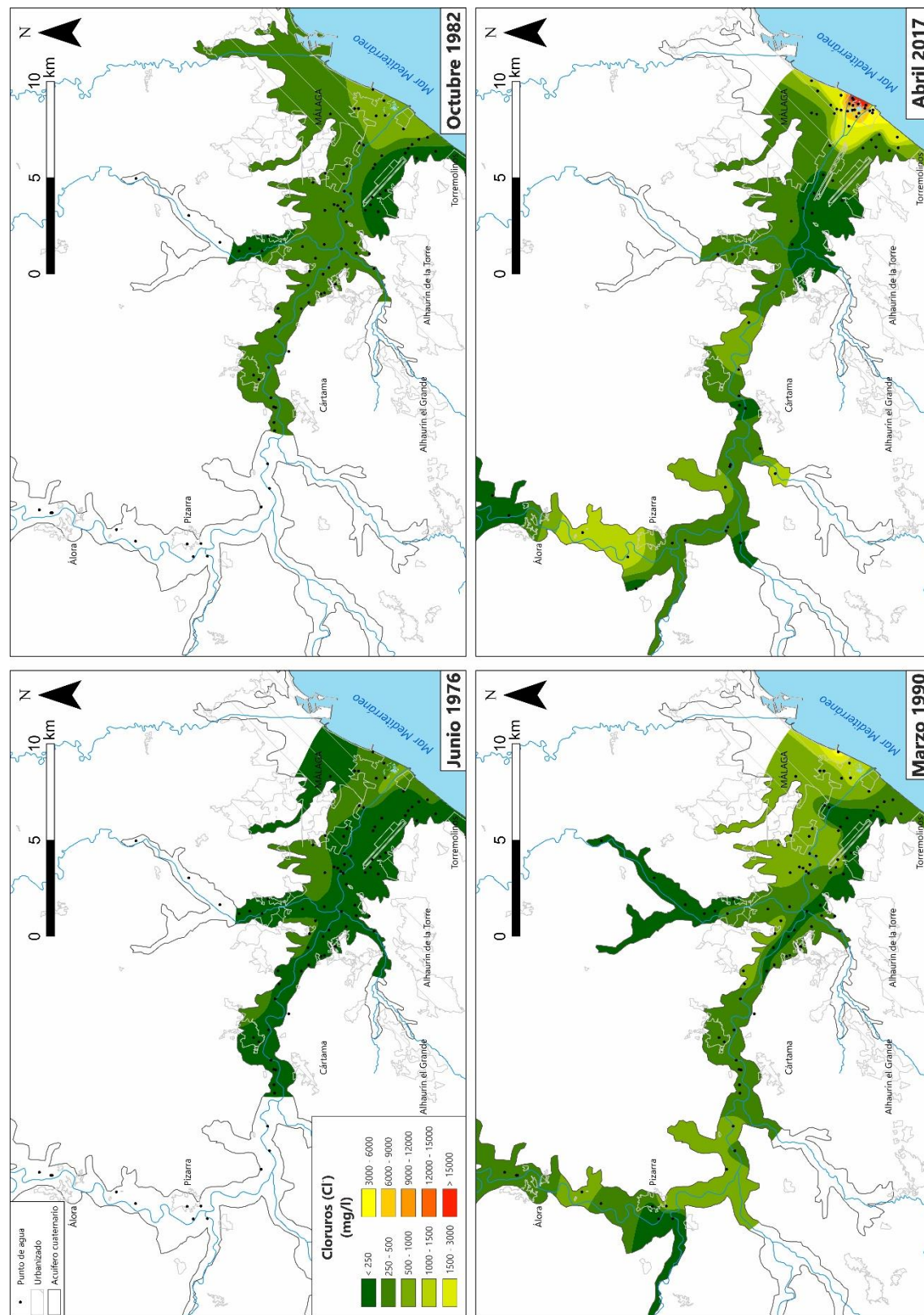


Figura 3.34. Mapas de isocontenidos de cloruros (mg/l) de las aguas del acuífero cuaternario entre 1976 y 2017. Mapas de 1976 y 1982 tomados y modificados de Linares et al. (1988)

3.4. Calidad y composición química de las aguas

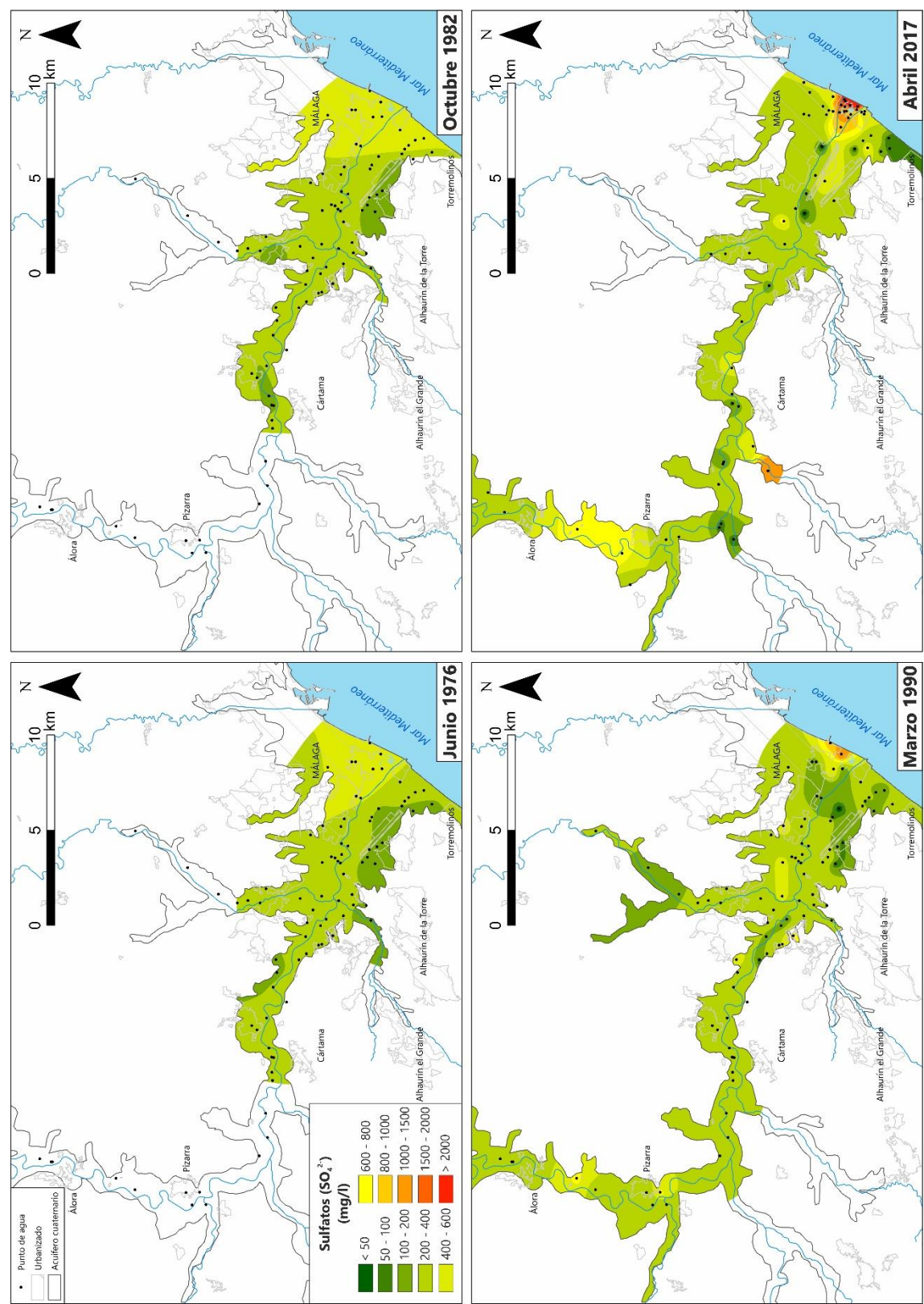


Figura 3.35. Mapas de isocontenidos de sulfatos (mg/l) de las aguas del acuífero cuaternario entre 1976 y 2017. Mapas de 1976 y 1982 tomados y modificados de Linares et al. (1988)

3.4. Calidad y composición química de las aguas

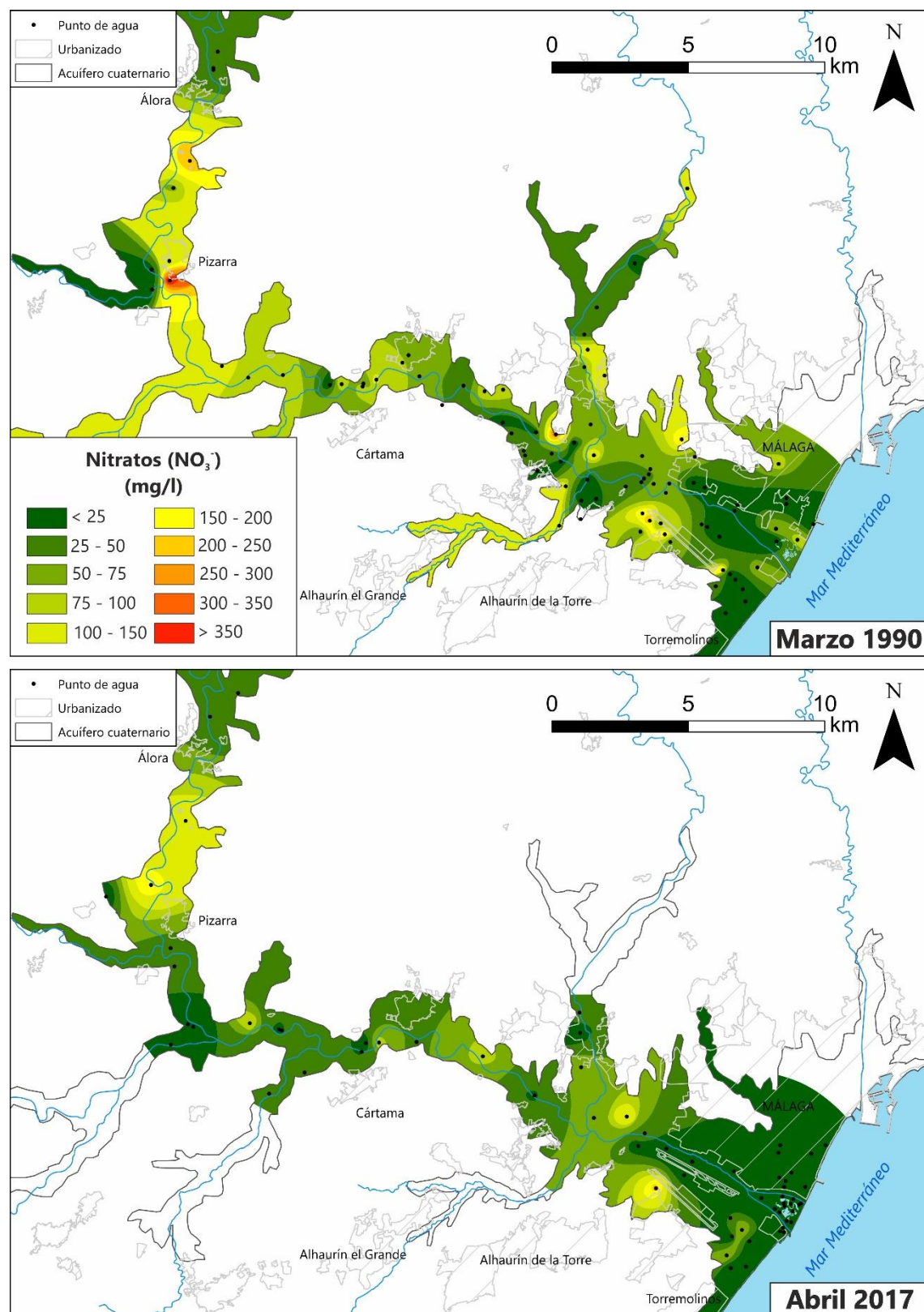


Figura 3.36. Mapas de isocontenidos de nitratos (mg/l) de las aguas del acuífero cuaternario en marzo de 1990 (arriba) y abril de 2017 (abajo)

Los valores de isoconcentración de sulfatos (Fig. 3.35) presentan similitudes con los parámetros anteriores, pero con valores medios de 200-400 mg/l, provocados fundamentalmente por los aportes de aguas más salinas (que disuelven también yesos) del norte de la cuenca y, en menor medida, por los fertilizantes usados en agricultura (Urresti *et al.*, 2015; Urresti, 2016). El aporte de sulfatos en el sector costero es debido a la mezcla con el agua del mar. En 1990 se detectó un foco de mayores concentraciones en la zona de la desembocadura (del orden de 1.000 mg/l), debido probablemente a una intrusión marina provocada por bombeos, así como otros, de menor magnitud, en el entorno de Álora y Pizarra (Fig. 3.35). El mismo comportamiento se repite en la campaña de 2017, pero con valores mucho más altos registrados en la desembocadura (> 2.000 mg/l).

El drástico aumento de los valores de los tres parámetros antes comentados en la desembocadura, en 2017, podría estar asociado a los intensos cambios geomorfológicos e hidrológicos que supusieron las obras de encauzamiento del río Guadalhorce. Los trabajos realizados, destinados a disminuir el riesgo de inundación de polígonos industriales y urbanizaciones anexas al río, consistieron en dividir el cauce en dos brazos, dejando entre ellos las lagunas de la desembocadura. La base de dichos brazos se profundizó hasta, aproximadamente, 2 m b.n.m. Este hecho, unido a la muy baja pendiente de diseño de los mismos, ha originado algo parecido a estuarios que permiten a la carrera de mareas penetrar hacia el interior, a lo largo del cauce, lo que habría incrementado su capacidad de interacción con las aguas subterráneas. Ello está en consonancia con lo mencionado por Custodio (2017), cuando hace referencia a que obras costeras que supongan drenajes y modificaciones en las permeabilidades pueden modificar y agudizar situaciones de intrusión marina.

Por lo que respecta a los contenidos de nitratos (Fig. 3.36), cabe señalar que se deben a los aportes derivados del uso de fertilizantes amoniacales y de otro tipo (Urresti *et al.*, 2015, Urresti, 2016) en agricultura y campos de golf, así como a los vertidos de aguas residuales (urbanas y de granjas) que se efectúan en la cuenca del río Guadalhorce. La distribución espacial de la concentración de NO_3^- es muy parecida en 1990 y 2017 (contenidos medios inferiores a 50 mg/l) en la zona costera y desembocadura del río, así como en el sector central del acuífero y en los aluviales de los afluentes. En otras áreas, como en las cercanías de Pizarra, se

llegaron a detectar valores de nitratos superiores a los 350 mg/l en 1990, mientras que en la actualidad son bastante menores. No obstante, las concentraciones en 2017 son ligeramente menores que en 1990, lo que podría deberse a una reducción en el uso de fertilizantes agrícolas y, a su vez, traducirse en una aparente mejora de la calidad de las aguas subterráneas.

Un análisis del contenido de oxígeno disuelto en el acuífero cuaternario en abril de 2017 (Fig. 3.37) permite constatar un gradiente generalizado, de mayor a menor concentración, desde la parte alta del acuífero hacia la desembocadura. La parte alta se caracteriza por valores de oxígeno disuelto superiores a los 4 mg/l, mientras que en la zona costera se mantienen por debajo de 2 mg/l. Este comportamiento resulta típico de los acuíferos detríticos costeros mediterráneos, ya que la desembocadura de los ríos suele presentar un mayor contenido en arcillas y limos, que alternan con otros tramos de arenas y gravas, lo que disminuye notablemente la permeabilidad vertical. Ello origina un movimiento más lento del agua subterránea y la oxigenación de la misma es menor. En estas condiciones, deficitarias en oxígeno, los nitratos sufren procesos de desnitrificación (Vadillo *et al.*, 2007b).

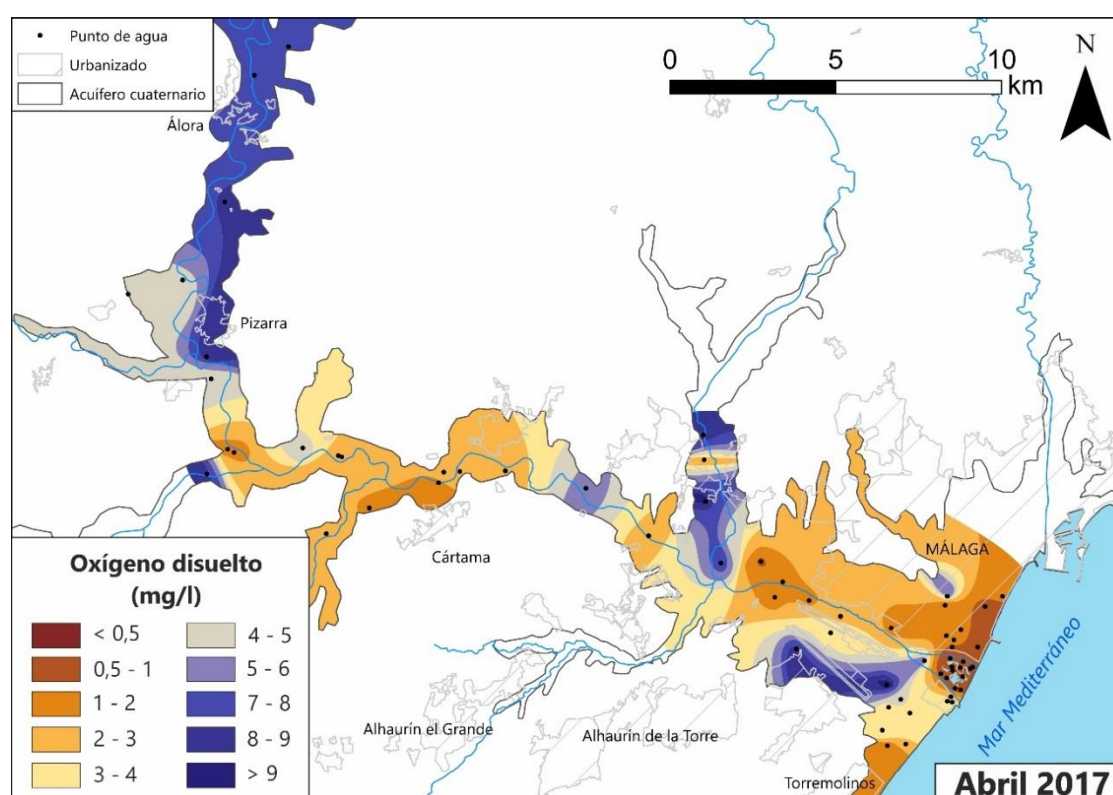


Figura 3.37. Mapa de isocontenidos de oxígeno disuelto (mg/l) de las aguas del acuífero cuaternario en abril de 2017

Tanto históricamente como en la actualidad las aguas subterráneas presentan altas concentraciones en cloruros, sulfatos y nitratos, por lo que suelen ser de mala calidad para abastecimiento humano (Linares *et al.*, 1988).

El estado cuantitativo y cualitativo de las masas de agua superficiales y subterráneas de la cuenca hidrográfica del río Guadalhorce ya se evaluó anteriormente, para la aplicación de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE (Sánchez, 2010). El estado químico de la masa de agua subterránea del Bajo Guadalhorce presenta problemas de salinización (Fig. 3.38) y de compuestos nitrogenados y fosforados, pesticidas, metales pesados e hidrocarburos, resultado de la intensa actividad agrícola y antrópica existente en todo el valle.

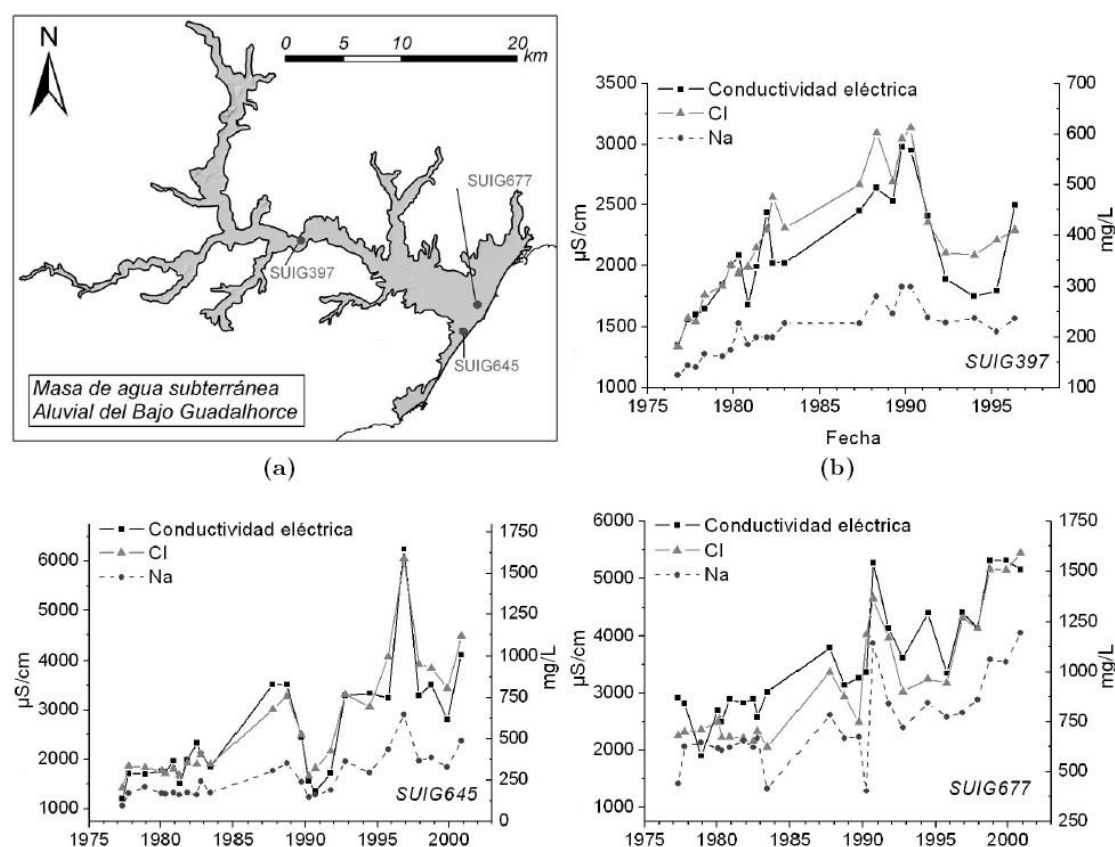


Figura 3.38. Puntos donde se han evidenciado síntomas de salinización en el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce y evoluciones temporales de conductividad eléctrica, cloruro y sodio de tres de ellos (tomado y modificado de Sánchez, 2010). SUIG677 = 1744-5-0194

3.4.1.2. Análisis de relaciones iónicas y procesos hidrogeoquímicos

La salinización de las aguas subterráneas es un problema acuciante en un gran número de acuíferos costeros de todo el mundo (Bear *et al.*, 1999; Gaillardet *et al.*, 1999; Edmunds y Milne, 2001; Barlow, 2003; de Montety *et al.*, 2008; Somay

y Gemici, 2009; Werner *et al.*, 2013). Además, es bastante frecuente en el ámbito mediterráneo (Benavente *et al.*, 2004; Comisión Europea, 2005).

Existen diversos mecanismos que pueden contribuir a la salinización de estos acuíferos (Custodio, 1997; Bear *et al.*, 1999; Araguás Araguás, 2003; Ghabayen *et al.*, 2006; Najib *et al.*, 2017; Custodio, 2017): disolución de rocas evaporíticas (Pulido-Leboeuf *et al.*, 2003; Carol *et al.*, 2009), infiltración de aguas superficiales salinas (Westbrook *et al.*, 2005; Aunay *et al.*, 2006) o de aguas residuales (Ghabayen *et al.*, 2006), flujos verticales de aguas salinas profundas (Vengosh *et al.*, 1999), aguas fósiles (Tijani, 2004; Yamanaka y Kumagai, 2006) e intrusión marina debida a situaciones de sobreexplotación (Jorgensen, 2002; Kim *et al.*, 2003).

La alteración de los flujos en los acuíferos costeros debida a la explotación de las aguas subterráneas o por infraestructuras hidráulicas supone un cambio en la interacción entre el agua dulce y el agua salada, así como en la posición de la zona de mezcla entre ambas.

Los estudios hidrogeoquímicos de las relaciones agua dulce-salada en acuíferos costeros permiten caracterizar la intrusión marina, determinar la situación en un momento dado y cómo ha ido evolucionando. Además, son necesarios para tratar de identificar el origen de la salinidad cuando es distinto del producido por la mezcla con el agua marina (Custodio, 2017).

Algunos procesos químicos que controlan la salinización de las aguas subterráneas por efecto de la intrusión salina en un área costera se pueden determinar mediante el análisis de diversas relaciones iónicas (Revelle, 1941; Hem, 1985; Vengosh y Rosenthal, 1994; Sánchez-Martos *et al.*, 2002; Kim *et al.*, 2003; El Moujabber *et al.*, 2006; Lee y Song, 2007; Fadili *et al.*, 2015; Najib *et al.*, 2017; Argamasilla, 2017). En la presente investigación se van a tener en cuenta las campañas de muestreo de aguas subterráneas llevadas a cabo en marzo de 1990, por el IGME, y abril de 2017, en el marco de esta tesis doctoral, con objeto de analizar el origen de la salinidad de las muestras y los cambios que han podido tener lugar en este tiempo.

La amplia variedad de muestras tomadas hace necesario un tratamiento estadístico previo, con el fin de distinguir grupos que compartan las mismas



3.4. Calidad y composición química de las aguas

características, para poder facilitar la tarea de interpretación de los resultados. Se han efectuado varios análisis de componentes principales (ACP) de las muestras obtenidas en las campañas de 1990 y 2017, por separado, así como otro ACP para el conjunto de muestras de ambos años. No obstante, habría que tener cierta cautela, ya que fueron muestras analizadas en diferentes laboratorios y con distintas metodologías.

La matriz de correlación estadística entre las variables tenidas en cuenta en el ACP de la campaña de 1990 se muestra en la tabla 3.5. Se pone de manifiesto una correlación elevada entre la conductividad eléctrica (CE) y algunos iones mayoritarios como Cl^- , Na^+ o Mg^{2+} , lo que vuelve a incidir en que la mineralización de las aguas viene determinada, en gran medida, por estos componentes. No obstante, la correlación de la CE con SO_4^{2-} y Ca^{2+} es también significativa, por lo que se puede deducir que la conductividad eléctrica se ve influida por la mezcla de aguas de diferente naturaleza: agua de mar, aguas procedentes de materiales evaporíticos (halita y/o yeso) o aguas enriquecidas en fertilizantes agrícolas.

Tabla 3.5. Matriz de correlación estadística correspondiente al ACP efectuado con la información de la conductividad eléctrica y algunos componentes químicos mayoritarios de las muestras de agua tomadas por el IGME en 1990, en los acuíferos cuaternario y superior plioceno

	CE	HCO_3^-	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}
CE	1								
HCO_3^-	0,083	1							
Cl^-	0,962	0,049	1						
NO_3^-	0,180	-0,154	0,035	1					
SO_4^{2-}	0,681	0,009	0,527	0,372	1				
Na^+	0,944	0,164	0,962	0,016	0,545	1			
K^+	0,467	0,052	0,420	-0,012	0,394	0,460	1		
Ca^{2+}	0,735	-0,065	0,640	0,447	0,844	0,560	0,346	1	
Mg^{2+}	0,823	0,076	0,762	0,322	0,744	0,665	0,273	0,777	1

En el gráfico de distribución de variables de este ACP (Fig. 3.39A) se aprecia cómo el eje de abscisas viene determinado por la mineralización de las aguas, mientras que el de ordenadas está influenciado por la concentración en NO_3^- y HCO_3^- .



La mayor parte de las muestras se ha podido diferenciar en un grupo de aguas de mezcla (Fig. 3.39B). No obstante, algunas muestras como las de los puntos 1644-2-0014, 1644-8-0072 o 1644-2-0005 presentan muy altas concentraciones de NO_3^- (>250 mg/l), procedentes de los fertilizantes aplicados en los cultivos situados sobre el acuífero cuaternario, y se sitúan en la parte superior de la gráfica. Por otro lado, hacia la derecha, se ubican aquellas muestras de mayor mineralización (puntos de agua 1744-5-0153 y 1744-5-0112) debido a su cercanía a la costa y a la posible afección por intrusión marina.

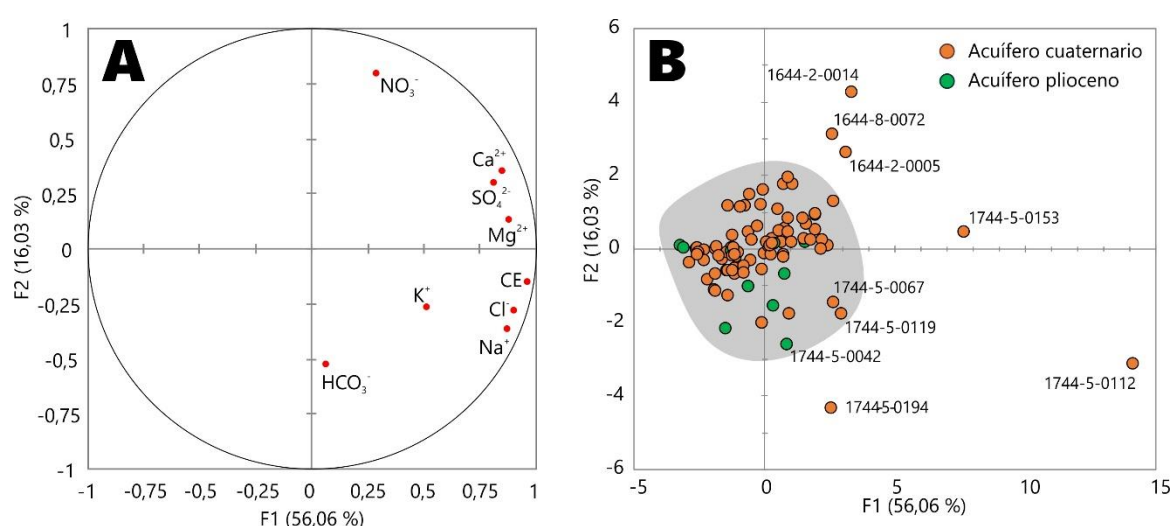


Figura 3.39. Representación de los factores principales del ACP efectuado con la información de la conductividad eléctrica y algunos componentes químicos mayoritarios de las muestras de agua tomadas por el IGME en marzo de 1990, en los acuíferos cuaternario y superior plioceno. Véase localización de las muestras en la tabla 3.3 y figura 3.29

La tabla 3.6 refleja la matriz de correlación del ACP que se ha realizado para la campaña de 2017, en la que, de nuevo, se observa la fuerte correlación entre la conductividad eléctrica y algunos iones (Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ y Mg^{2+}), lo que vuelve a poner de manifiesto la influencia de estos últimos en la CE. No obstante, se aprecia una mayor relación estadística entre el contenido en SO_4^{2-} y el resto de iones mayoritarios, a excepción de HCO_3^- y de NO_3^- . Esto podría significar que, en 2017, la mayor salinidad de gran parte de las muestras está determinada por la mezcla entre agua dulce y salada.

El diagrama de distribución de variables del ACP de las muestras tomadas en la campaña de abril de 2017 (Fig. 3.40A) permite constatar que el eje horizontal está determinado por la mineralización de las aguas (CE , Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+}

3.4. Calidad y composición química de las aguas

y Ca^{2+}), mientras que el eje vertical lo está por la concentración en NO_3^- y HCO_3^- , por lo que se podría considerar que representa al grado de contaminación agrícola.

Tabla 3.6. Matriz de correlación estadística correspondiente al ACP efectuado con la información de la conductividad eléctrica y algunos componentes químicos mayoritarios de las muestras de agua tomadas en abril de 2017, en los acuíferos cuaternario y superior plioceno

	CE	HCO_3^-	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}
CE	1								
HCO_3^-	-0,043	1							
Cl^-	0,998	-0,072	1						
NO_3^-	-0,047	0,053	-0,060	1					
SO_4^{2-}	0,892	0,083	0,878	0,092	1				
Na^+	0,995	-0,034	0,997	-0,063	0,871	1			
K^+	0,981	-0,073	0,985	-0,076	0,847	0,989	1		
Ca^{2+}	0,686	-0,061	0,669	0,098	0,765	0,618	0,590	1	
Mg^{2+}	0,983	-0,016	0,979	0,002	0,936	0,972	0,952	0,713	1

En el diagrama de muestras del ACP (Fig. 3.40B) se han podido diferenciar tres grupos:

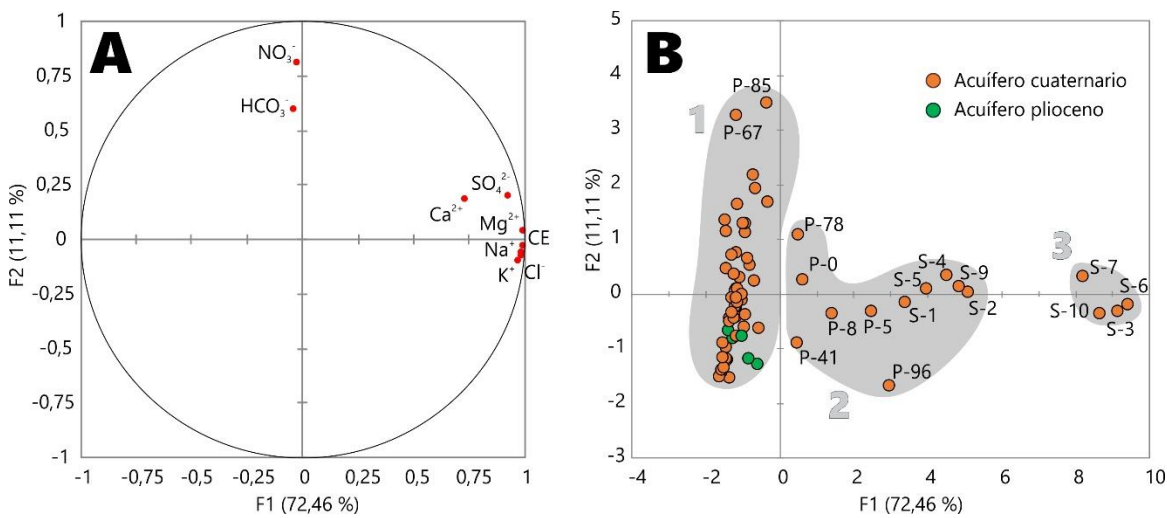


Figura 3.40. Representación de los factores principales del ACP efectuado con la información de la conductividad eléctrica y algunos componentes químicos mayoritarios de las muestras de agua tomadas en abril de 2017, en los acuíferos cuaternario y superior plioceno

- Grupo 1. Muestras de baja mineralización y con influencia de fertilizantes agrícolas.



3.4. Calidad y composición química de las aguas

- Grupo 2. Muestras de mineralización más elevada, ubicadas en el tramo bajo del valle, a excepción de P-78, que se ubica junto al río Fahala (Fig. 3.10) y está afectado por vertidos de aguas residuales sin depurar.
- Grupo 3. Muestras de mineralización muy alta que se encuentran entre los dos brazos del río Guadalhorce, en la desembocadura.

Con el fin de realizar un tratamiento global de ambas campañas, se ha llevado a cabo un análisis de componentes principales (ACP) del conjunto de muestras, de 1990 y de 2017. La tabla 3.7 muestra la matriz de correlación estadística entre todas las variables empleadas, en la que vuelve a observarse una alta correlación entre los iones mayoritarios y la conductividad eléctrica, así como entre muchos de ellos.

Tabla 3.7. Matriz de correlación estadística correspondiente al ACP efectuado con la información de la conductividad eléctrica y algunos componentes químicos mayoritarios de las muestras de agua tomadas en 1990 y 2017 en los acuíferos cuaternario y superior plioceno

	CE	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
CE	1								
HCO ₃ ⁻	0,096	1							
Cl ⁻	0,997	0,068	1						
NO ₃ ⁻	-0,075	-0,132	-0,098	1					
SO ₄ ²⁻	0,871	0,163	0,849	0,081	1				
Na ⁺	0,993	0,110	0,996	-0,106	0,843	1			
K ⁺	0,972	0,075	0,977	-0,114	0,819	0,982	1		
Ca ²⁺	0,701	0,047	0,679	0,094	0,786	0,632	0,602	1	
Mg ²⁺	0,980	0,112	0,976	-0,034	0,912	0,968	0,942	0,727	1

La representación gráfica de los dos factores principales del ACP (Fig. 3.41A) muestra un eje horizontal caracterizado principalmente por la mineralización de las aguas (CE, componentes mayoritarios) y un eje vertical definido por la contaminación agrícola (NO₃⁻). Esto permite establecer 4 grupos de aguas (Fig. 3.41B):

- Grupo 1. Muestras de baja mineralización con cierta influencia de fertilizantes agrícolas. Proceden de las zonas alta y media del Bajo Guadalhorce, aunque se incluyen algunas del sector costero más próximas a



la Sierra de Mijas. En este grupo se integra la práctica totalidad de las muestras de 1990 de los acuíferos cuaternario y superior plioceno.

- Grupo 2. Muestras con una mineralización ligeramente superior a la de las anteriores, pero con menor influencia de posible contaminación agrícola. Se pueden encontrar las dos muestras de mayor mineralización tomadas en la campaña de 1990, así como algunas de 2017.
- Grupo 3. Muestras de mineralización alta, pertenecientes al sector costero del Bajo Guadalhorce, más concretamente a la zona situada entre los dos brazos del río en su desembocadura. Todas corresponden al muestreo de 2017.
- Grupo 4. Muestras del acuífero cuaternario, con mineralización muy alta, próxima a los valores del agua de mar, ubicadas muy cerca del mismo y también entre los dos brazos del río.

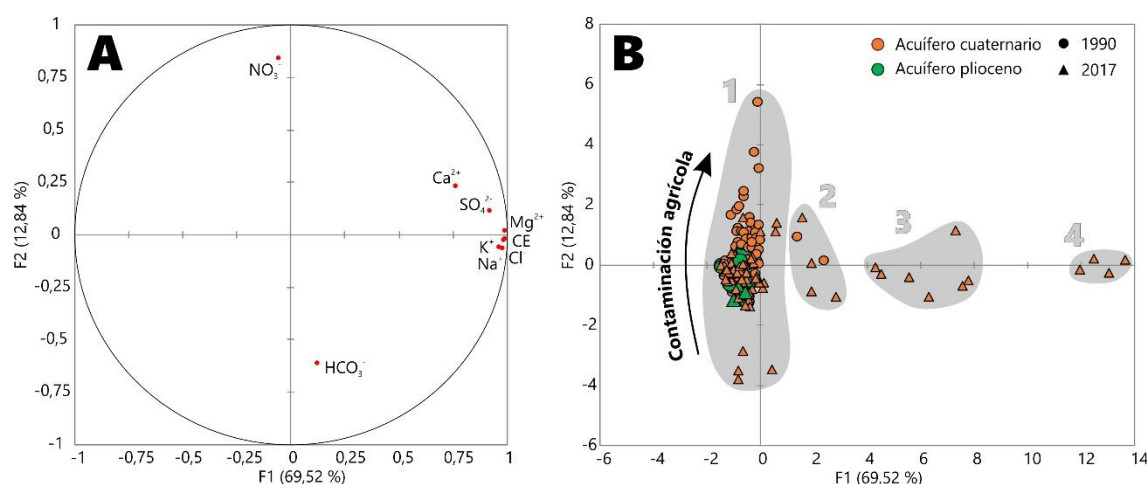


Figura 3.41. Representación de los factores principales del ACP efectuado con la información de la conductividad eléctrica y algunos componentes químicos mayoritarios de las muestras de agua tomadas en marzo de 1990 y abril de 2017 en los acuíferos cuaternario y superior plioceno

Se ha efectuado un gráfico de la concentración en cloruros y la conductividad eléctrica (CE) de las muestras (Fig. 3.42). Se puede observar una amplia dispersión de las muestras en el gráfico, con una buena relación (casi lineal) entre ambas variables, lo que parece indicar que este anión es uno de los principales condicionantes de la CE en el área de estudio. La figura 3.42 permite observar los grupos de muestras que se han diferenciado en el ACP de la figura 3.41.

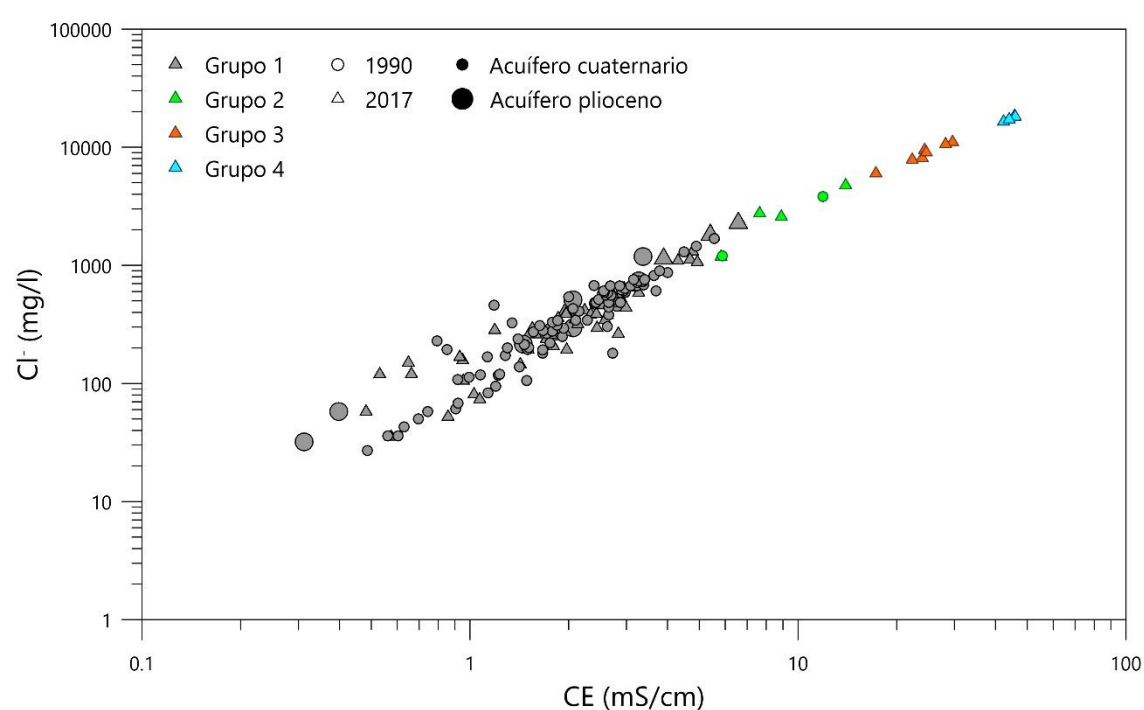


Figura 3.42. Relación cloruros-conductividad eléctrica de las muestras de agua subterránea tomadas en las campañas de marzo de 1990 y abril de 2017

La relación entre Cl^- y HCO_3^- es utilizada, a menudo, para caracterizar el grado de intrusión marina en un acuífero (Revelle, 1941). En el área de estudio presenta valores que varían entre 0,14 y 528,58 y muestra una relación linear muy marcada con el contenido en cloruros (Fig. 3.43). Esto sugiere una mezcla de agua dulce y agua salada (Aris *et al.*, 2007), en la que numerosos puntos de muestreo se encuentran afectados por intrusión salina.

Las muestras pertenecientes al grupo 1, diferenciado en el ACP (Fig. 3.41), se distribuyen en todas las categorías de afección por intrusión salina (Fig. 3.43), tanto las del acuífero cuaternario como las del superior plioceno. La categoría que presentan depende de su situación relativa con respecto a la costa y de la influencia que pueden tener otras fuentes de cloruros en los acuíferos (aportes por materiales evaporíticos de la zona alta de la cuenca, aguas residuales, etc.). No obstante, las muestras de los grupos 2, 3 y 4 se encuentran integradas casi en su totalidad en la clase más afectada por intrusión marina, lo que pone de manifiesto que estas aguas se encuentran muy influenciadas por el mar Mediterráneo.

3.4. Calidad y composición química de las aguas

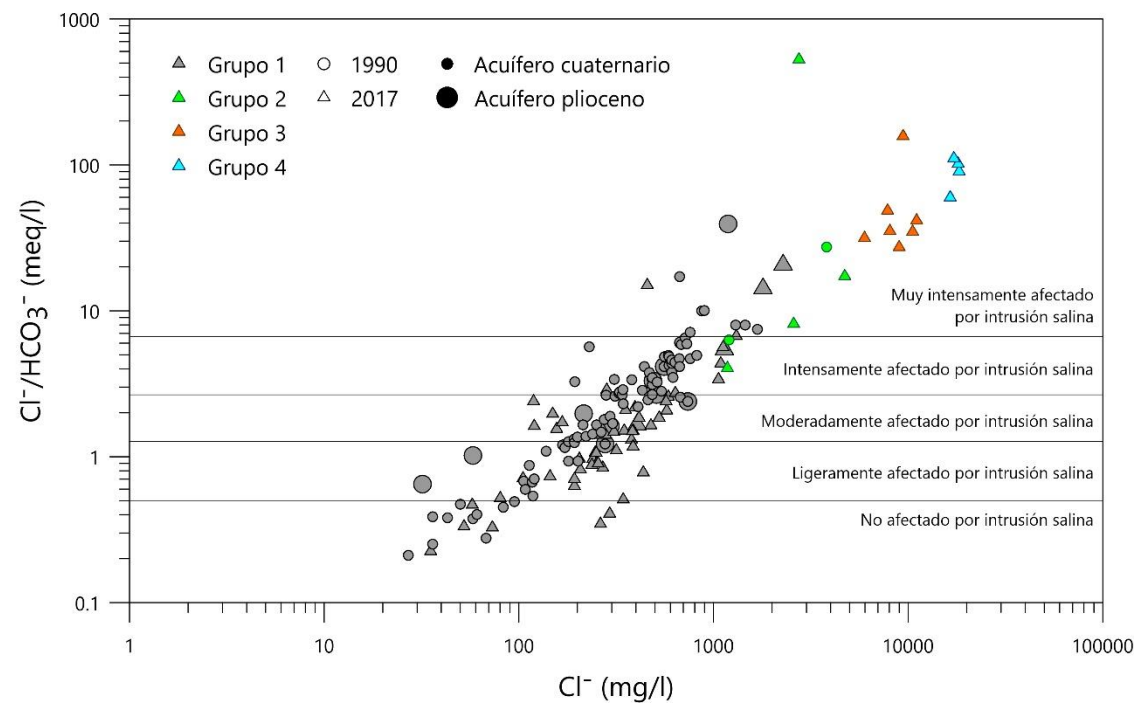


Figura 3.43. Gráfico de la relación Cl^-/HCO_3^- y la concentración de Cl^- de las muestras de agua subterránea tomadas en las campañas de marzo de 1990 y abril de 2017

La figura 3.44 muestra la relación Na^+/Cl^- frente a la conductividad eléctrica de las aguas. Este tipo de gráficos se utiliza en ocasiones para identificar los mecanismos de mineralización de las aguas (Magaritz *et al.*, 1981; Dixon y Chiswell, 1992; Sami, 1992; Mtoni *et al.*, 2013). Valores cercanos o iguales a 1 son producto de la disolución de halita, mientras que un valor mayor indicaría liberación de sodio de la matriz arcillosa (Meybeck, 1987), producida por reacciones de intercambio iónico, probablemente. La figura 3.44 también permite apreciar cómo las muestras de los grupos más mineralizados se alinean a lo largo del valor Na^+/Cl^- del agua de mar (0,86), lo que indica que el aumento de la conductividad eléctrica se debe a la influencia marina, principalmente en los grupos 3 y 4 diferenciados en el ACP (Fig. 3.41), correspondientes a las muestras cogidas entre los dos brazos del río.

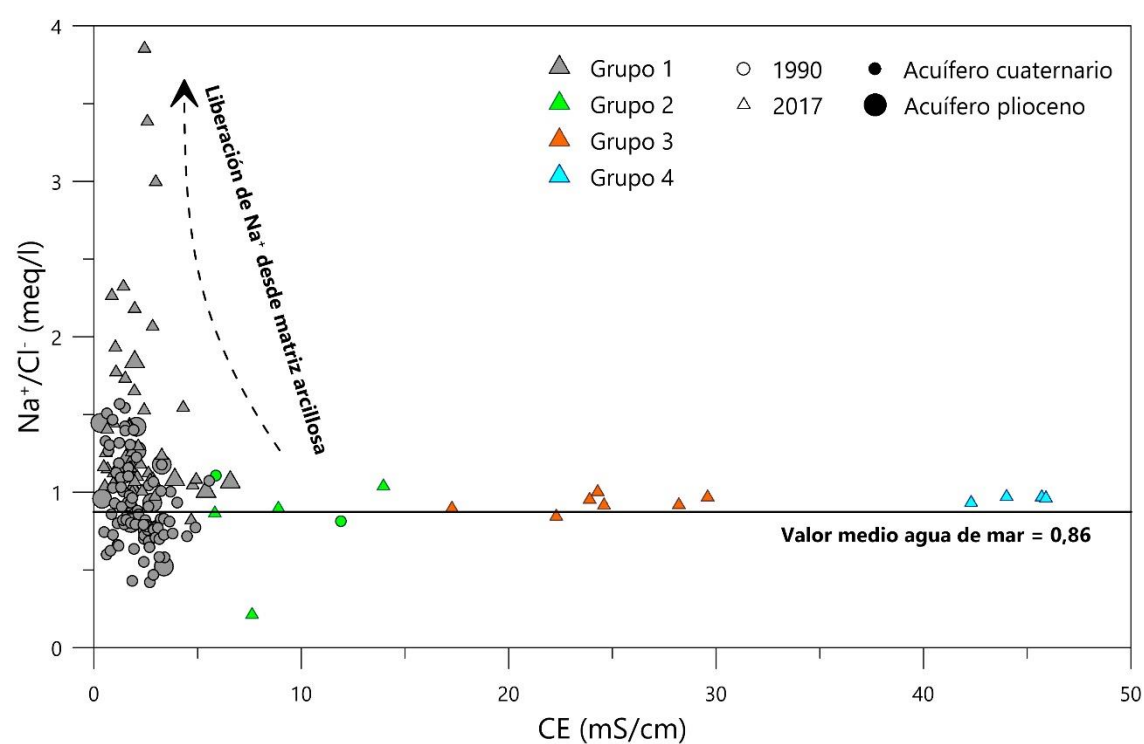


Figura 3.44. Gráfico de la relación entre Na^+/Cl^- y la conductividad eléctrica de las muestras de agua subterránea tomadas en las campañas de marzo de 1990 y abril de 2017

La representación de la suma de Ca^{2+} y Mg^{2+} frente a la suma de SO_4^{2-} y HCO_3^- (Fig. 3.45) permite observar un gran número de muestras ubicadas en la línea de mezcla 1:1, lo que estaría indicando que estos iones provienen de la disolución de yeso (Fisher y Mullican, 1997; Belkhiri *et al.*, 2012; Nasher *et al.*, 2013; Khairy y Janardhana, 2013; Han *et al.*, 2014; Srinivasamoorthy *et al.*, 2014), que existe en la parte alta de la cuenca y que aportan SO_4^{2-} a las aguas superficiales. Por otro lado, las muestras que se localizan por encima de la línea 1:1 indican procesos de intercambio iónico como resultado de intrusión salina debido al enriquecimiento de Ca^{2+} y Mg^{2+} con respecto al SO_4^{2-} y el HCO_3^- (Cerling *et al.*, 1989; Fisher y Mullican, 1997; Wanda *et al.*, 2011; Fadili *et al.*, 2015).

3.4. Calidad y composición química de las aguas

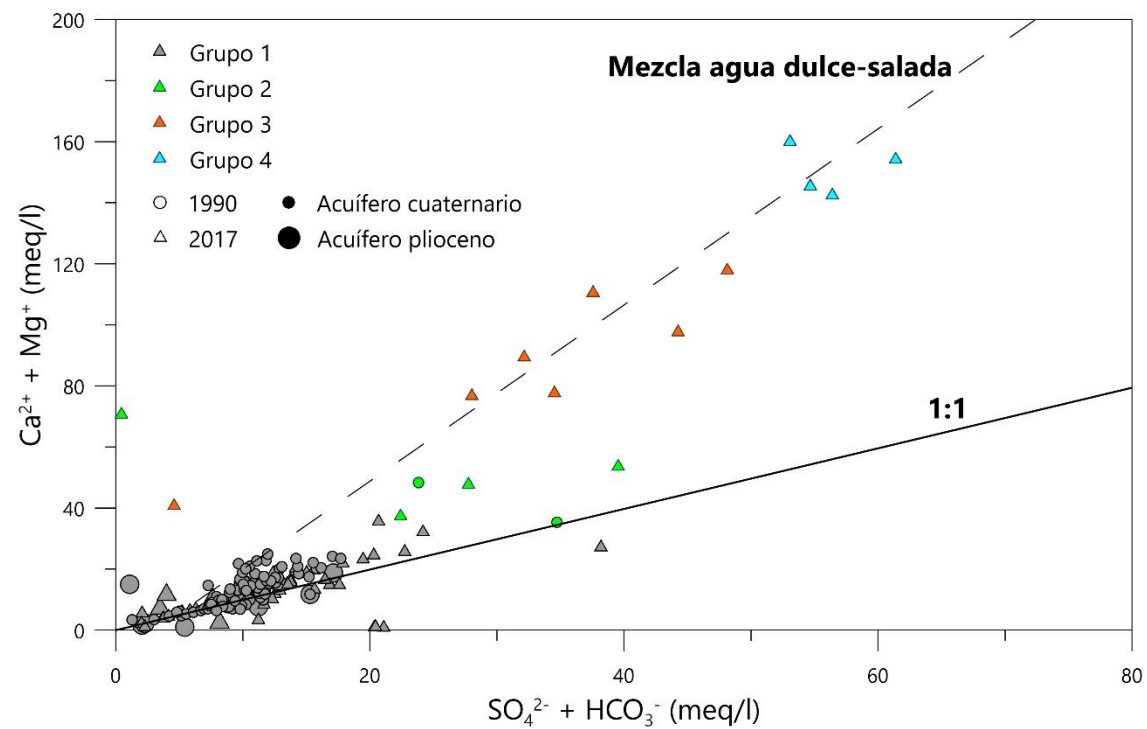


Figura 3.45. Relación entre la suma de calcio y magnesio frente a la suma de sulfatos y bicarbonatos de las muestras de agua subterránea tomadas en las campañas de marzo de 1990 y abril de 2017

Otro tipo de relación iónica utilizada para el análisis de la intrusión marina en los acuíferos costeros es la de la suma de Cl^- y SO_4^{2-} frente a la suma de los cationes Na^+ y K^+ (Fig. 3.46). La gráfica permite constatar que la mayoría de las muestras del acuífero cuaternario se encuentran por encima de la línea de mezcla (1:1), lo que indica un enriquecimiento de los aniones considerados con respecto a los cationes, debido a intrusión marina y/o al aporte de Cl^- y de SO_4^{2-} procedente de halita y yesos de la parte alta de la cuenca, así como a la mezcla con fertilizantes agrícolas (Srinivasamoorthy *et al.*, 2014; Fadili *et al.*, 2015; Urresti *et al.*, 2015; Najib *et al.*, 2017).

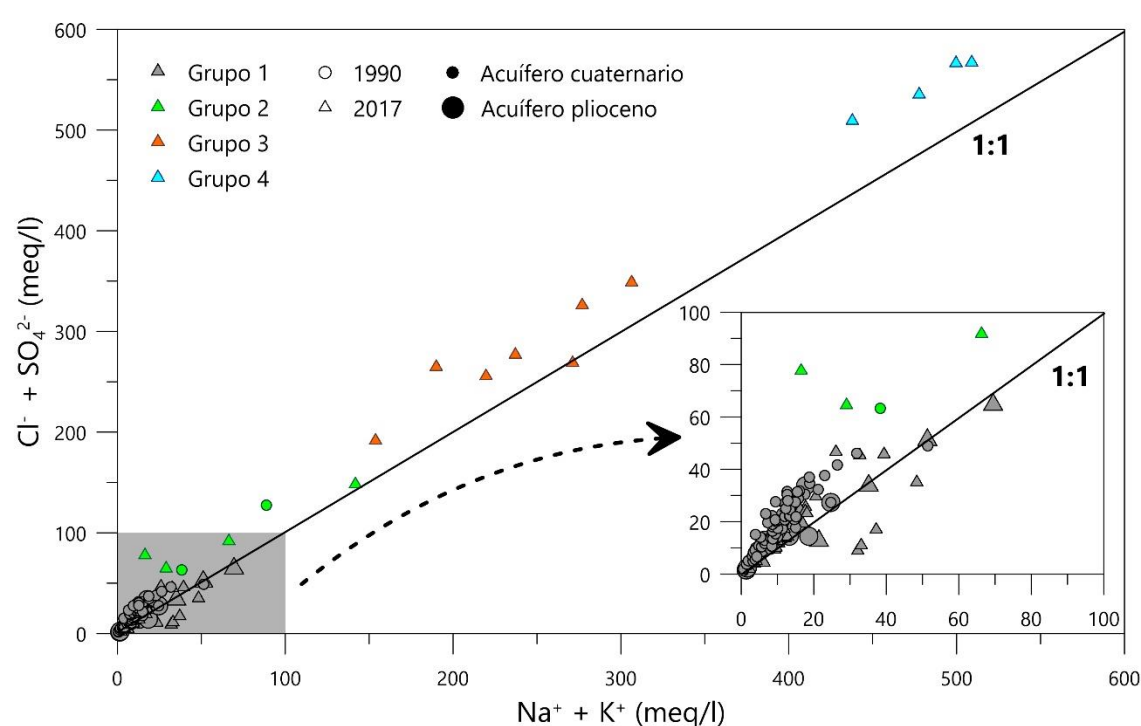


Figura 3.46. Relación entre la suma de la concentración molar de Cl^- y SO_4^{2-} y la suma de Na^+ y K^+ de las muestras de agua subterránea tomadas en las campañas de marzo de 1990 y abril de 2017

El comportamiento conservativo de los iones Cl^- y Br^- los convierte en trazadores casi ideales por su carácter hidrofílico y por su pequeño radio iónico (Custodio y Llamas, 1996; Davis *et al.*, 1998, 2004). La relación molar entre ambos, en el agua de mar, presenta un valor de aproximadamente 655 ± 4 (Fontes *et al.*, 1986; Whittemore, 1988; Davis *et al.*, 1998; Custodio y Herrera, 2000). Esta relación se ha utilizado anteriormente para determinar el origen y evolución de diferentes tipos de aguas. Su aplicación en este trabajo (Fig. 3.47) sólo se ha podido efectuar para la campaña de 2017. Las muestras de los grupos 3 y 4 diferenciados en el ACP (Fig. 3.41) se sitúan en las proximidades del dominio correspondiente a una afección por intrusión marina. Por otra parte, la diversidad de orígenes y de procesos hidrogeoquímicos que sufren las aguas de los acuíferos cuaternario y superior plioceno hacen complicado que se ubiquen sobre algún grupo en particular, ya que existen mezclas entre las aguas procedentes de aguas arriba del acuífero y las que se infiltran sobre él.

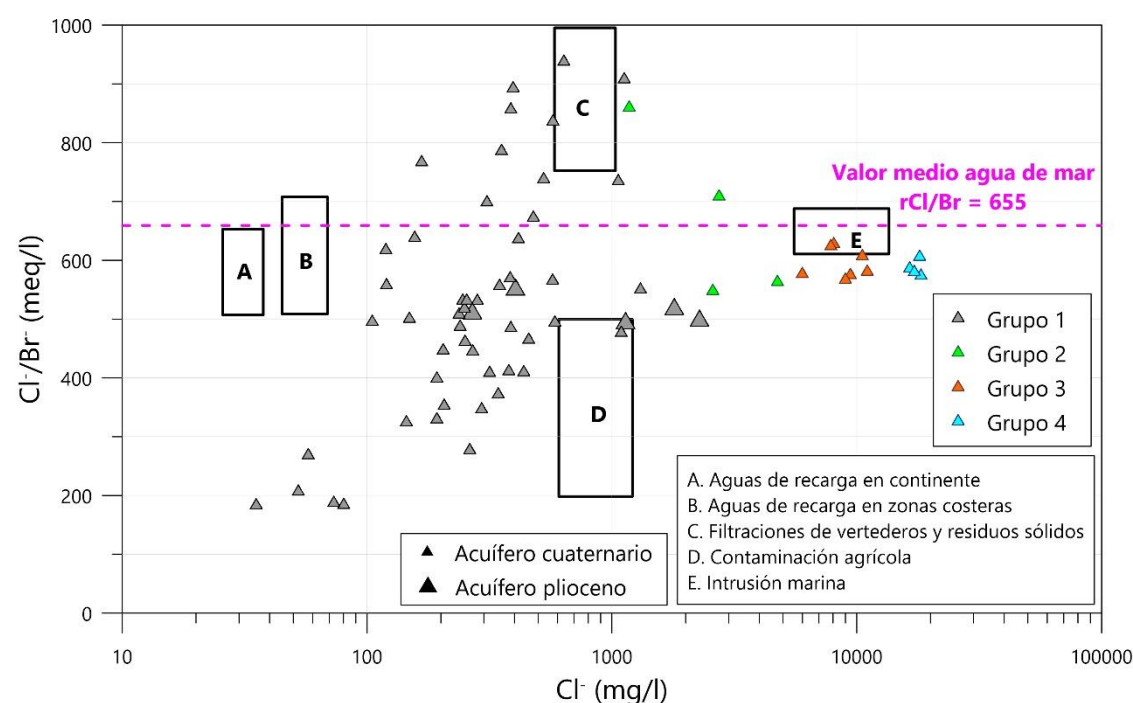


Fig. 3.47. Relación entre la ratio Cl^-/Br^- y Cl^- de las muestras de agua subterránea tomadas en la campaña de abril de 2017

3.4.2. Registros continuos de conductividad eléctrica y temperatura

3.4.2.1. Conductividad eléctrica

Durante el periodo de estudio se han instalado varios sensores de registro continuo de la conductividad eléctrica (CE) y la temperatura (T^a) de las aguas de los acuíferos en diversos piezómetros (véase situación en figura 3.23), que fueron calibrados adicionalmente con medidas puntuales tomadas en campo. Hay que tener en cuenta, no obstante, que algunos *data loggers* presentaron fallos de funcionamiento durante su etapa de uso y quedaron inutilizados y otros, en ocasiones, presentan irregularidades en las mediciones.

Los registros de conductividad eléctrica obtenidos en el acuífero cuaternario (Fig. 3.48) permiten distinguir una mayor variación de la misma en el sector de la desembocadura más próximo al brazo izquierdo del río Guadalhorce (S-1, S-2 y S-3). En el sondeo S-3 se detectan bruscas diluciones en respuesta a las precipitaciones de invierno del año hidrológico 2016/2017. Por otro lado, estas variaciones son de mucha menor magnitud en la margen sur, probablemente inducida por una menor permeabilidad. Además, es posible observar cómo los valores medios de CE disminuyen cuanto más alejado se encuentra el *data logger*

de la línea de costa, mientras que algunos muy cercanos a esta, como el ubicado en el sondeo S-3, presentan valores medios (43,2 mS/cm) similares al del agua del mar Mediterráneo en el área de estudio, que ha sido medida en ocasiones puntuales con valores del orden de los 50 mS/cm. Asimismo, se aprecian variaciones semidiurnas en los registros de los sondeos S-1, S-2 y S-3 (Fig. 3.49), asociadas a las mareas, que permiten cuantificar un retraso de 7-8 horas de la señal de las mismas sobre los valores de CE.

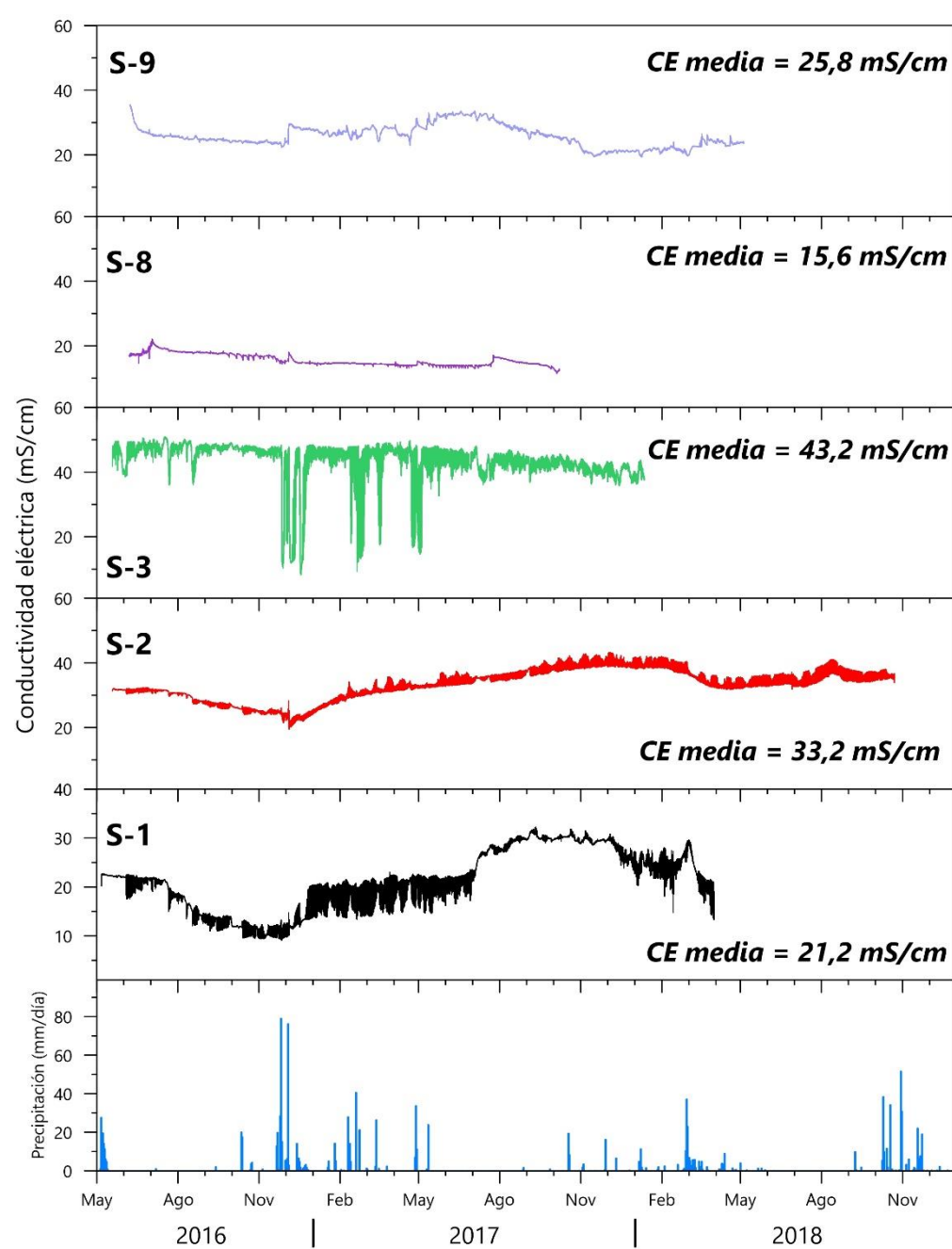


Figura 3.48. Registros continuos de CE obtenidos en varios piezómetros que captan agua del acuífero cuaternario durante el periodo de investigación. Véase situación de los puntos en figura 3.23

3.4. Calidad y composición química de las aguas

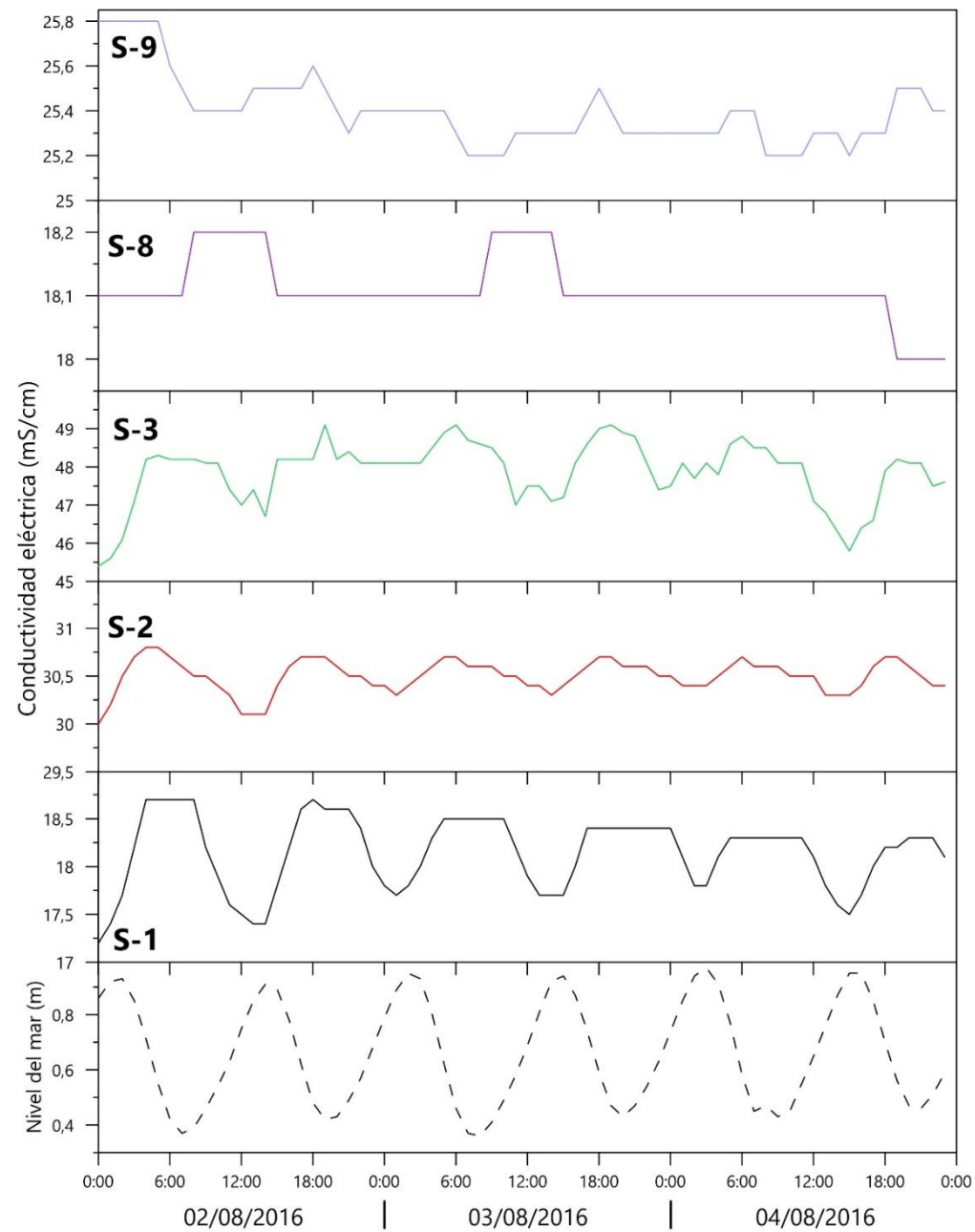


Figura 3.49. Registros continuos de CE del agua obtenidos en varios piezómetros del acuífero cuaternario, del 02/08/2016 al 04/08/2016. Véase situación de los puntos en figura 3.23

Por otro lado, la CE registrada en el punto S-11, correspondiente al acuífero superior plioceno (Fig. 3.50), presenta un valor medio de 3,4 mS/cm, mucho menor que los del cuaternario de su entorno. Este valor medio, dada la situación costera del punto, indicaría un cierto aislamiento (confinamiento) del acuífero superior plioceno con respecto al acuífero cuaternario en el sector de la desembocadura. No obstante, sería compatible con una recarga procedente de la conexión hidráulica entre los dos acuíferos y el río Guadalhorce (a través de los

sedimentos fluviales) como se plantea en la figura 3.5B. y, también, coherente con los menores valores de CE en el sector de acuífero aluvial donde se plantea dicha conexión e incluso aguas arriba (Fig. 3.33). Además, indicaría que no existe una situación de intrusión marina marcada en el acuífero superior plioceno, aunque muestras tomadas en el punto presentan facies cloruradas sódicas.

Tras episodios lluviosos de cierta magnitud se detectan aumentos de la CE en el sondeo S-11, que podrían explicarse por el efecto pistón del agua de recarga, procedente del río o del acuífero cuaternario, que provocaría el empuje hacia arriba (surgencia) del agua más mineralizada, almacenada en el acuífero superior plioceno (Fig. 3.5). No se detectan las variaciones semidiurnas que se han mostrado anteriormente para el acuífero aluvial cuaternario.

Conviene tener presente que este sondeo (S-11) es representativo del acuífero superior plioceno, porque su tubería solamente está ranurada en este tramo acuífero y cementado hasta la superficie.

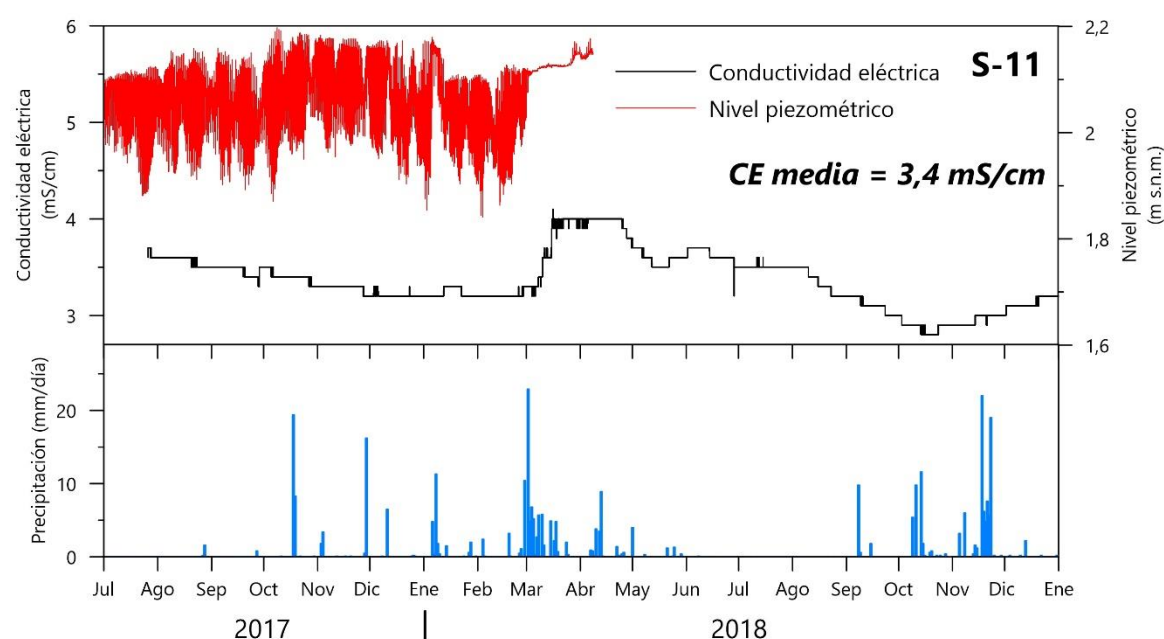


Figura 3.50. Registro continuo de CE obtenido en el piezómetro S-11, que capta agua del acuífero superior plioceno

3.4.2.2. Temperatura

La temperatura registrada en las aguas de los sondeos que captan el acuífero cuaternario (Fig. 3.51) muestra valores medios comprendidos entre 19,5 y 21,9°C. Las variaciones estacionales de temperatura también han sido registradas por los

equipos, que han llegado a ser de 4°C en algunos de ellos. De nuevo, se detectan variaciones semidiurnas en algunos sondeos (S-3 y S-6 en este caso), asociadas a la influencia de las mareas en el acuífero (Fig. 3.52).

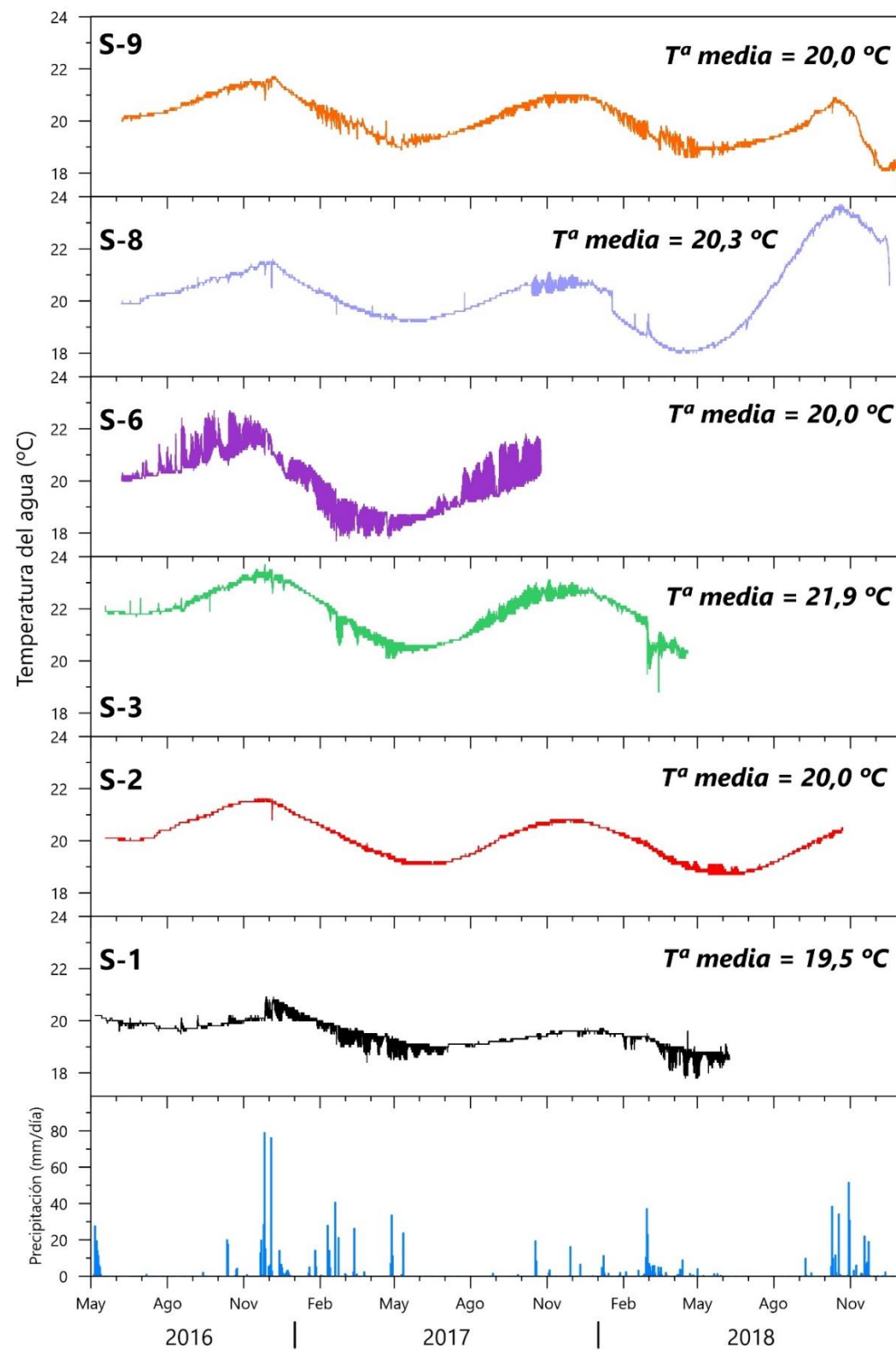


Figura 3.51. Registros continuos de temperatura del agua obtenidos en varios piezómetros del acuífero cuaternario. Véase situación de los puntos en figura 3.23

3.4. Calidad y composición química de las aguas

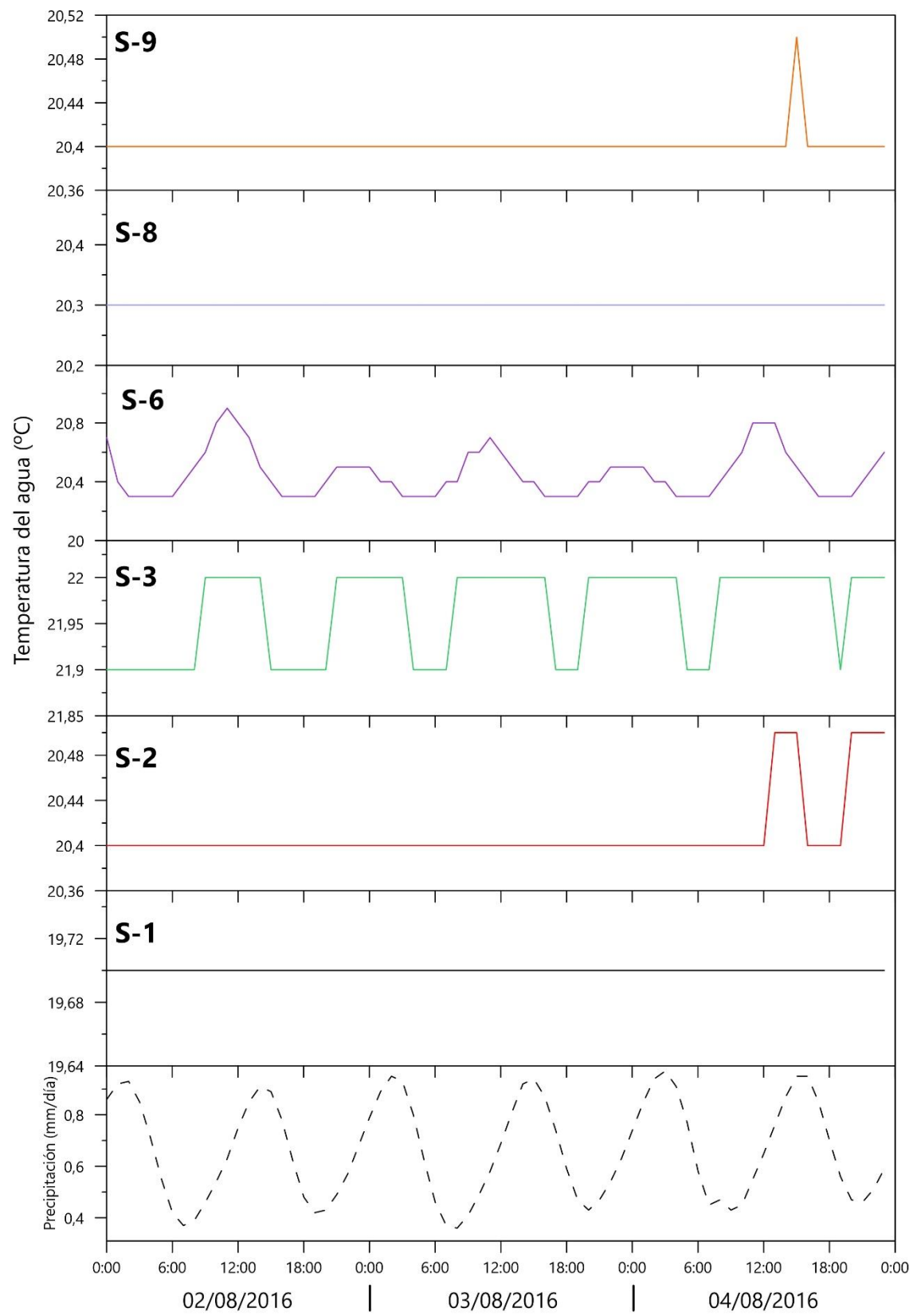


Figura 3.52. Registros continuos de temperatura del agua obtenidos en varios piezómetros del acuífero cuaternario, del 02/08/2016 al 04/08/2016. Véase situación de los puntos en figura 3.23

Se ha podido obtener la evolución de la temperatura del agua en el acuífero superior plioceno (Fig. 3.53), gracias a la combinación de los registros continuos de dos sensores diferentes. Uno de ellos (nivel piezométrico y temperatura) comenzó a registrar en junio de 2016 y terminó en diciembre de ese mismo año, cuando la surgencia que se produjo en el sondeo lo inutilizó. El registro de temperatura volvió a estar disponible en julio de 2017, cuando fue instalado un nuevo sensor de CE (Fig. 3.50) y temperatura (Fig. 3.53). El agua de este acuífero presenta una temperatura media bastante próxima a la registrada en el aluvial cuaternario, así como una marcada estacionalidad, lo cual es coherente con la relación hidrogeológica planteada entre ambos (Fig. 3.5B), sin detectarse las variaciones semidiurnas de las mareas.

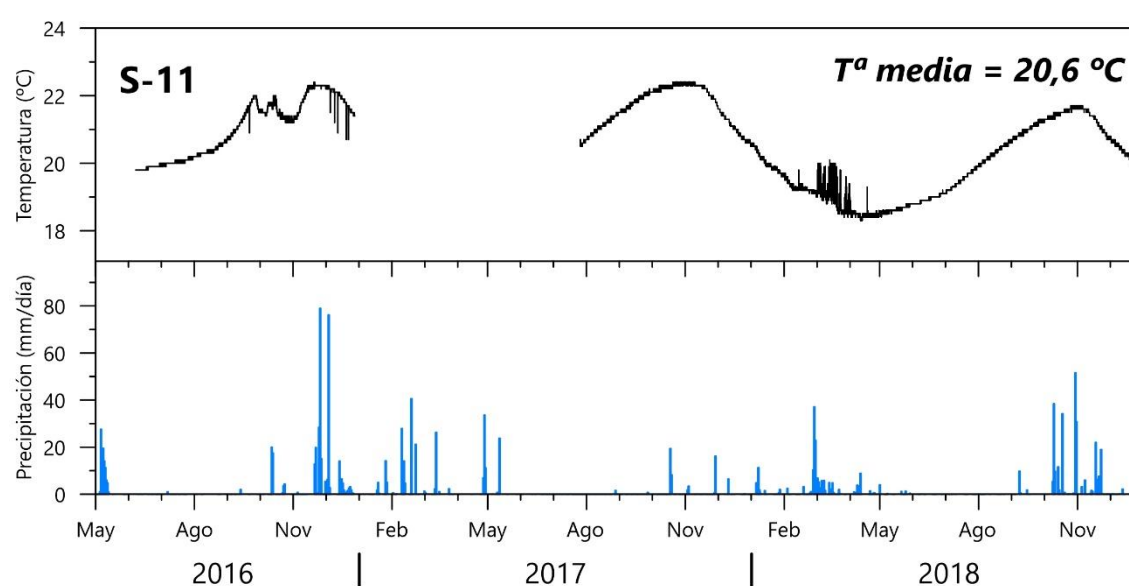


Figura 3.53. Registro continuo de temperatura obtenido de un piezómetro que capta agua del acuífero plioceno

3.4.3. Registros verticales de conductividad eléctrica y temperatura

Desde que comenzaron los estudios hidrogeológicos en la desembocadura del Guadalhorce se han realizado varias campañas de registros verticales de conductividad eléctrica (CE) y temperatura del agua en diversos sondeos y piezómetros (Fig. 3.54). Conviene recordar que los sondeos P-1, P-2 y S-11 captan agua exclusivamente del acuífero superior plioceno, mientras que todos los demás se encuentran ranurados solo en el tramo aluvial cuaternario. Esta afirmación no

puede corroborarse para los sondeos P-6 y P-100, ya que no se dispone de sus columnas litológicas ni de los datos de sus entubaciones.

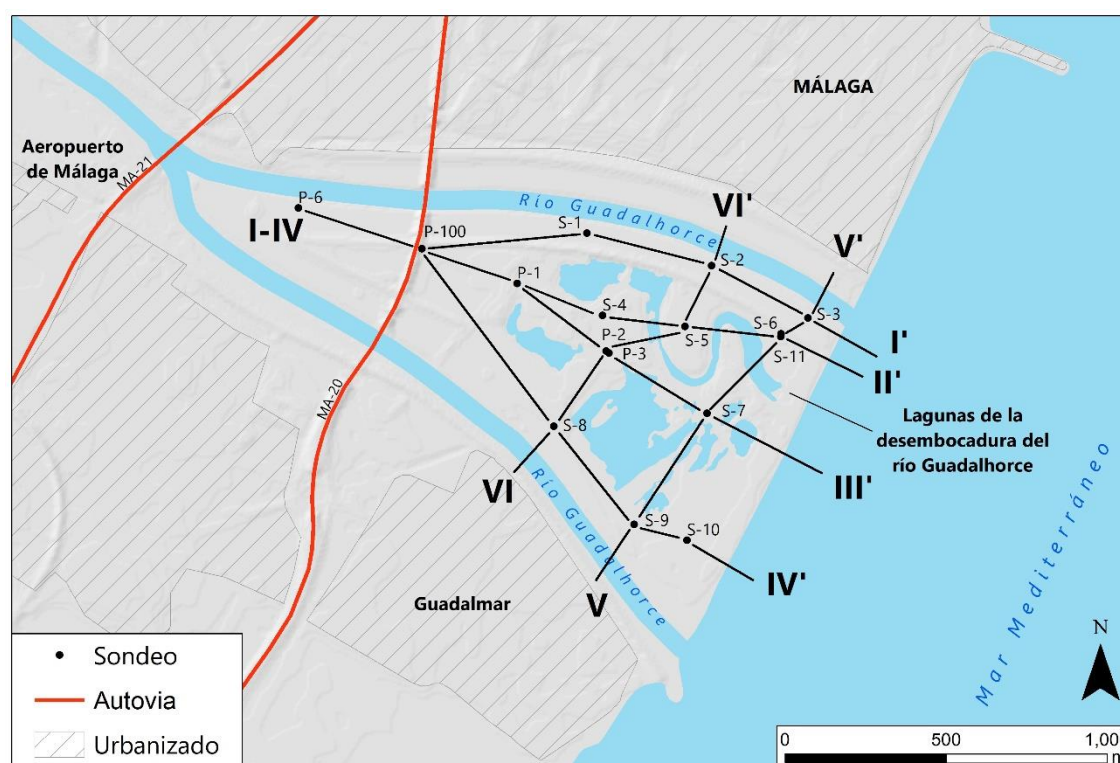


Figura 3.54. Localización de los puntos donde se han realizado registros verticales de CE y temperatura y de los perfiles de las figuras 3.55 y 3.56

El objetivo de los registros verticales es obtener la distribución de la conductividad eléctrica y la temperatura en la columna de agua de los sondeos. Ello permite, en acuíferos costeros, identificar la situación de la interfase agua dulce-salada.

Las medidas de CE llevadas a cabo en las campañas de diciembre de 2016 (Fig. 3.55) y junio de 2018 (Fig. 3.56) permiten realizar varias observaciones. Los cambios de CE en la vertical varían en función de la localización del punto de control en el acuífero, de tal modo que los sondeos que se encuentran más alejados de la línea costera y de los dos brazos del río Guadalhorce presentan valores menores en todo su perfil que aquellos ubicados cerca del mar Mediterráneo. Es posible identificar la influencia marina en el acuífero cuaternario dados los aumentos de salinidad en profundidad.

3.4. Calidad y composición química de las aguas

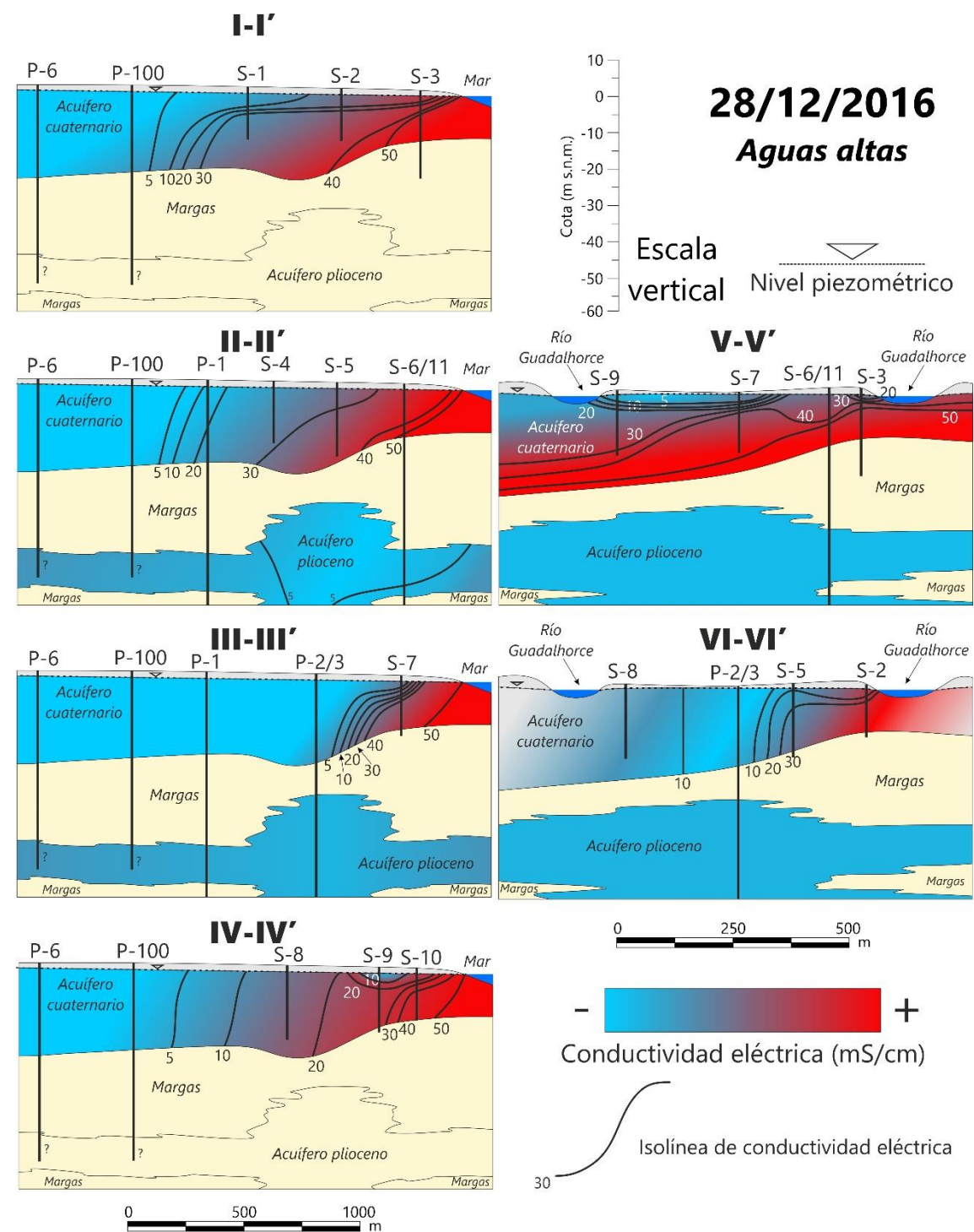


Figura 3.55. Perfiles de isoconductividad eléctrica registrada en los acuíferos de la desembocadura del Guadalhorce el 28/12/2016. Véase situación en la figura 3.54

3.4. Calidad y composición química de las aguas

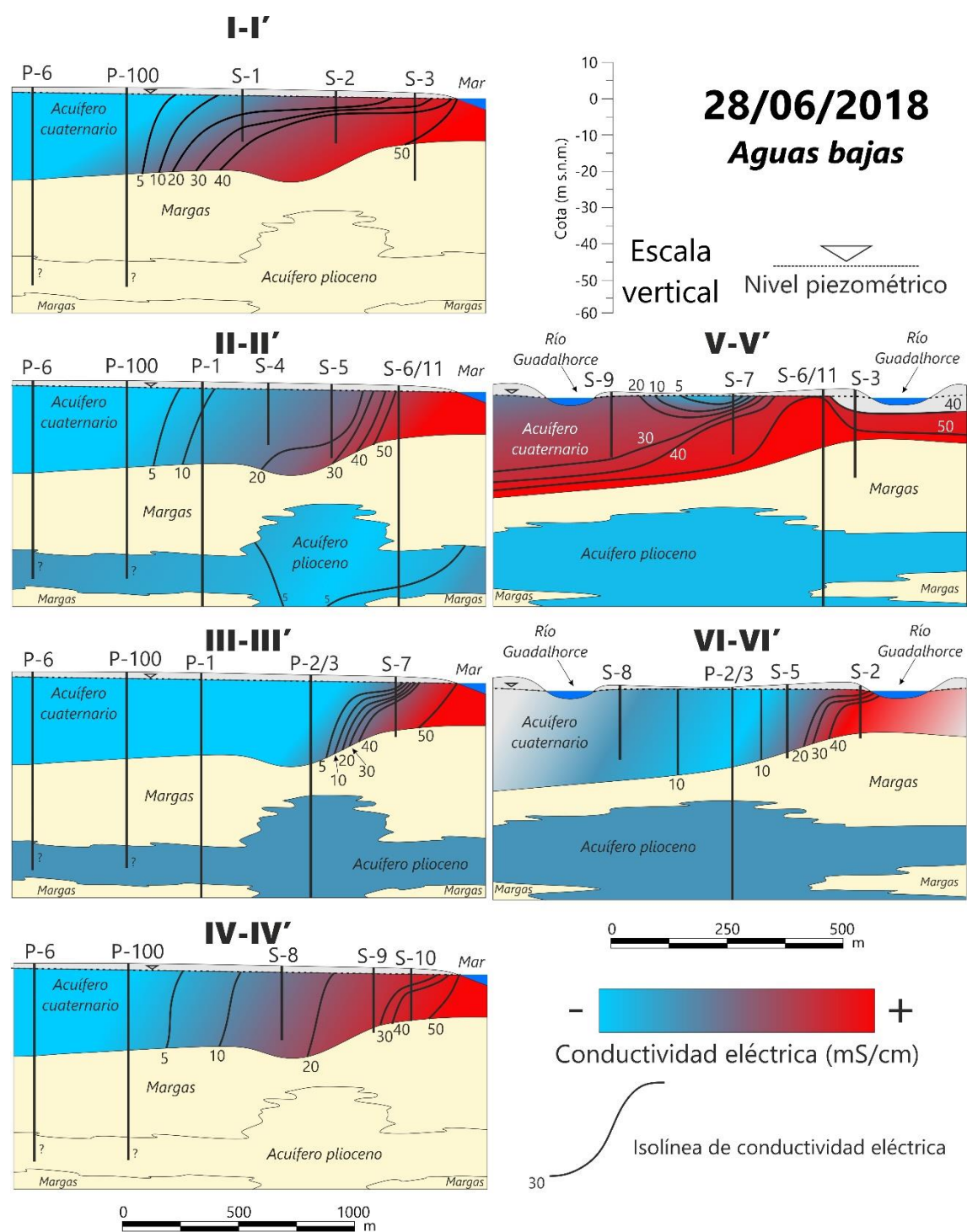


Figura 3.56. Perfiles de isoconductividad eléctrica registrada en los acuíferos de la desembocadura del Guadalquivir el 28/06/2018. Véase situación en la figura 3.54

La cuña salina no presenta una gran extensión en el acuífero cuaternario, ya que no se han alcanzado altos valores de CE en los sondeos situados a más de 0,5 km de la costa, tales como P-3, P-6 o P-100, en los que no se superan valores de 5

mS/cm. Por tanto, se podría decir que la intrusión marina está muy localizada en la misma desembocadura del río Guadalhorce.

Esta situación es prácticamente similar tanto para el periodo de aguas bajas (junio 2018) como para el de aguas altas (diciembre 2016), aunque en este último hubo mayor recarga y, por tanto, la zona de mezcla agua dulce-agua salada se desplazó ligeramente hacia el mar.

En el acuífero superior plioceno, no obstante, se puede decir que no existe una situación de intrusión marina relevante en ninguno de los periodos contemplados, ya que los valores registrados no superan el valor de 10 mS/cm. Ello se debe al confinamiento del acuífero en este sector y a la ausencia de explotaciones, que pudieran hacer avanzar la cuña salina hacia tierra. Esta situación contrasta con la que tenía lugar hace varias décadas en el Bajo Guadalhorce, ya que varios estudios (Linares *et al.*, 1988 y GHUMA-EMASA, 1996) detectaron situaciones de intrusión marina que se mantenían en el tiempo debido a los bombeos que se producían en la zona.

Por otro lado, algunos registros verticales de temperatura del agua en los sondeos (Fig. 3.57) ponen de manifiesto valores cercanos a los del aire en los metros más superficiales. Las mayores variaciones tienen lugar durante el verano y el invierno, dado el notable contraste entre la temperatura del aire y la del agua subterránea, que puede ser superior a los 20 grados, en ocasiones. Entre los 0 y los 10 metros de profundidad tienen lugar las mayores variaciones de temperatura, a partir de la cual los valores se homogenizan, del mismo modo que describen Calvache *et al.* (2011) en el acuífero costero Motril-Salobreña (provincia de Granada). La homogeneización es particularmente marcada en el sondeo S-11, lo cual debe estar relacionado con el ascenso vertical del flujo desde el acuífero superior plioceno y la consiguiente mezcla del agua en la columna del sondeo.

Por debajo de la profundidad de variabilidad antes mencionada se miden temperaturas cercanas a los 20°C en todos los sondeos, lo que pone de manifiesto que se trataría de la temperatura característica de estos acuíferos.



3.4. Calidad y composición química de las aguas

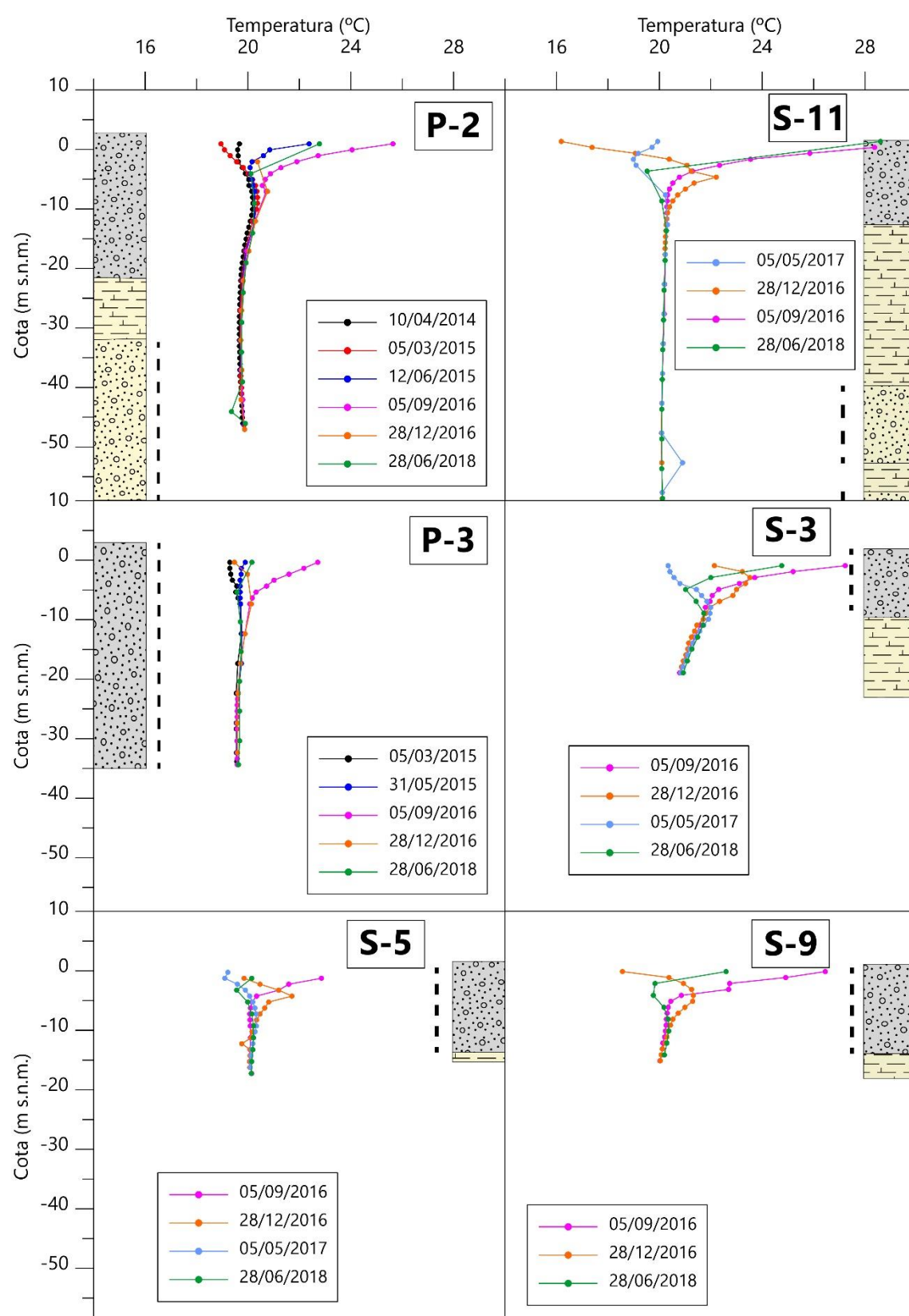


Figura 3.57. Registros verticales de la temperatura del agua efectuados en algunos sondeos del sector costero del Bajo Guadalhorce

3.5. ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS HIDROGEOLÓGICOS MEDIANTE LA INFLUENCIA DE LAS MAREAS

Los datos aportados por los equipos de registro continuo, instalados en los puntos P-2, P-3, S-1, S-2, S-3, S-6, S-9 y S-11 (Fig. 3.23) y situados a diferentes distancias con respecto a la línea de costa, han permitido detectar la influencia mareal en el nivel piezométrico del acuífero cuaternario y, en menor medida, del superior plioceno. Se han podido aplicar varias metodologías (Ferris, 1952; Todd, 1980) basadas en el retraso (R) y en la eficiencia de mareas (EM) para estimar parámetros hidrogeológicos del acuífero como la permeabilidad (K) y la transmisividad (T). Estas metodologías permiten complementar y contrastar los resultados obtenidos mediante ensayos de bombeo. En el ámbito español han sido varios los estudios llevados a cabo con estos métodos (Sánchez-Úbeda *et al.*, 2013a, 2013b; Nieto *et al.*, 2016; Fernández Ayuso y Rodríguez, 2018), tanto para las mareas del mar Mediterráneo como del océano Atlántico.

Los sondeos P-2 y S-11 tienen nivel piezométrico del acuífero superior plioceno y el resto de puntos se encuentran en el acuífero aluvial cuaternario. Los datos de marea utilizados han sido los registrados en el mareógrafo del puerto de Málaga (Fig. 3.58). Los registros considerados corresponden a un periodo de 3 días, comprendido entre las 00:00 horas del día 2 de agosto de 2016 y las 23:00 horas del día 4 de agosto de 2016 (Fig. 3.59), a paso de tiempo horario.

Las ecuaciones utilizadas para estimar la transmisividad de los acuíferos tienen en cuenta el tiempo de retraso (R) de la oscilación del nivel piezométrico respecto a las mareas y la eficiencia de mareas (EM) (Ferris, 1951; Todd, 1980).

$$R = \frac{x}{2} \sqrt{\frac{t_0 S}{\pi T}} \qquad EM = \exp\left(-\sqrt{\frac{\pi x^2 S}{t_0 T}}\right)$$

donde:

x = distancia desde la costa al punto (m)

t₀ = periodo de marea (horas)

S = coeficiente de almacenamiento

T = transmisividad del acuífero (m²/hora)

Las ecuaciones parten de la hipótesis de que el acuífero debe ser costero, confinado, homogéneo e isótropo. Aun así, son aplicables a acuíferos libres -caso del acuífero cuaternario- siempre y cuando el cociente entre la variación del nivel piezométrico y el espesor saturado sea menor de 0,02 (Roscoe Moss, 1990; Madam Kumar *et al.*, 2003), lo que se cumple en este caso.

El valor de eficiencia de mareas (EM) se obtiene mediante la relación entre la amplitud media del nivel piezométrico y la amplitud media de mareas, que han sido calculadas con el método de amplitud media (Madam Kumar *et al.*, 2003), tal y como se aplicó en los estudios de Sánchez-Úbeda *et al.* (2013), Nieto *et al.* (2016) y Fernández Ayuso y Rodríguez (2018). Por tanto, es posible obtener valores de transmisividad y coeficiente de almacenamiento mientras se imponga un valor de alguno de esos parámetros para calcular el otro.

En la figura 3.58 puede observarse la influencia de las mareas. Se aprecia el retraso que existe entre la onda de mareas y los niveles piezométricos, así como la diferente amplitud que presentan estos últimos en función de la posición del punto de medida con respecto a la línea de costa.

Los resultados de aplicar estas metodologías a las series de datos elegidas han permitido obtener los resultados de la tabla 3.8, parte de los cuales fueron objeto de publicación (Nieto *et al.*, 2016). Los valores de coeficiente de almacenamiento están basados en informes previos (IGME, 1983, ITGE, 1996 e Intecsa-Inima, 2004).

Los valores de eficiencia (EM) y retraso de mareas (R) obtenidos reflejan la amortiguación que sufre la propagación de estas en el acuífero, generalmente con valores más altos de retraso y más bajos de eficiencia cuanto más alejado está el punto de la costa. No se observan, en cambio, diferencias significativas de retraso y eficiencia entre los acuíferos cuaternario y superior plioceno, aunque cabe destacar que el sondeo S-11, que capta agua de este último, presenta el menor tiempo de retraso de mareas, así como la mayor eficiencia.

Los valores de transmisividad calculados presentan cierta similitud con los estimados en los trabajos previos (IGME, 1983; ITGE, 1996): entre 12,5 y 407 m²/día para el acuífero plioceno y entre 81 y 25.923 m²/día para el cuaternario. No obstante, los valores calculados en el sondeo S-1 son anormalmente altos (25.923

y 12.962 m²/día), en comparación con el resto, por lo que habría que tomarlos con cautela.

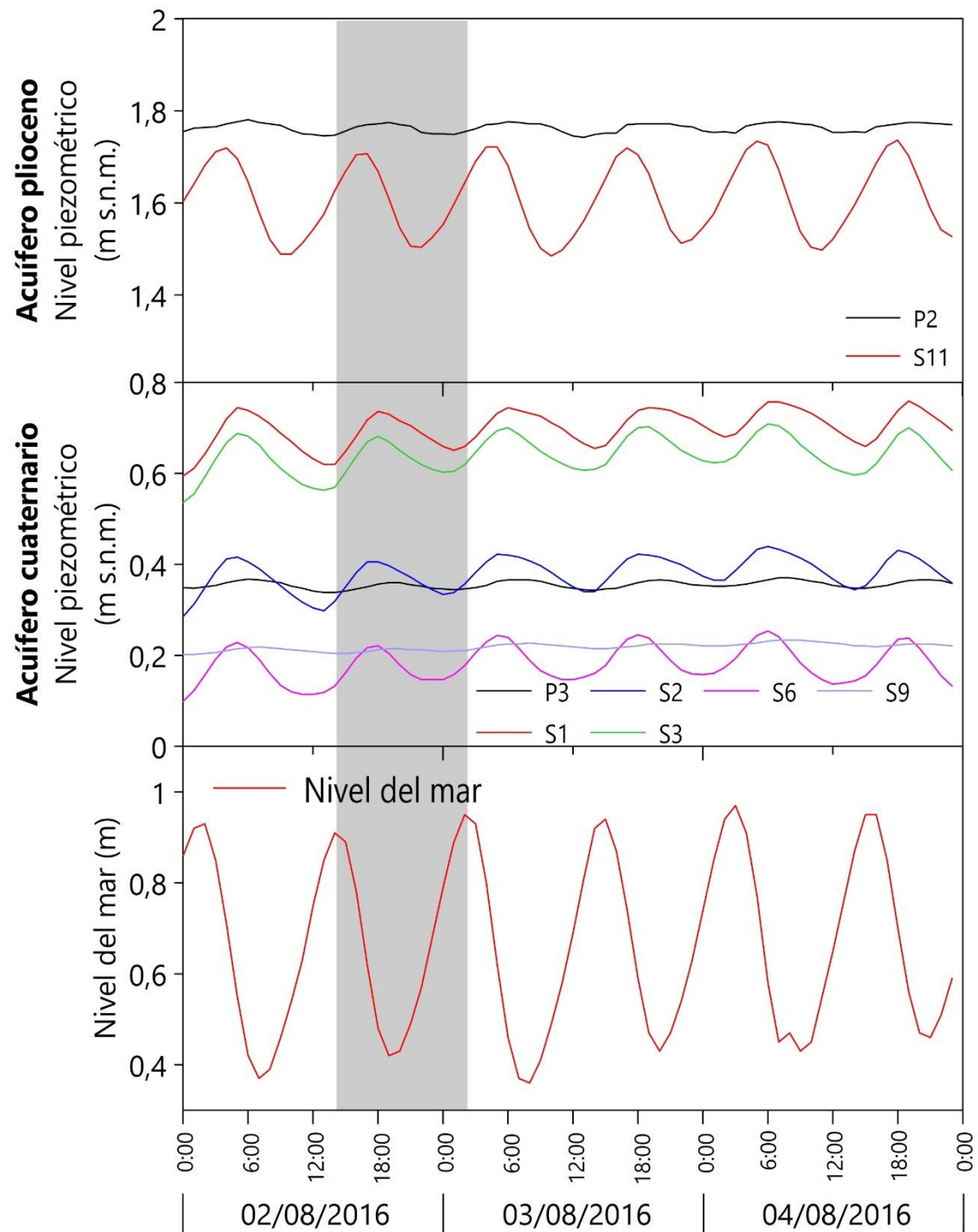


Figura 3.58. Registros de mareas y niveles piezométricos obtenidos a partir de data loggers instalados en los sondeos entre el 02/08/2016 y el 04/08/2016. El espacio sombreado indica la diferencia entre dos picos de mareas

3.5. Estimación de parámetros hidrogeológicos mediante la influencia de las mareas

Tabla 3.8. Valores de transmisividad (T) calculados mediante el retraso de mareas (R) y eficiencia de mareas (EM)

Acuífero	Punto	X (m)	R (h)	Amplitud NP (m)	EM	S	Método R		Método EM	
							T (m ² /día)	K (m/día)	T (m ² /día)	K (m/día)
Cuaternario	P-3	626	5	0,032	0,053	0,01	3.652	132	2.805	101
						0,005	1.826	66	1.402	51
	S-1	848	4,73	0,165	0,267	0,01	7.498	789	25.923	2.729
						0,005	3.749	394	12.962	1.364
	S-2	455	4	0,154	0,252	0,01	3.015	529	6.752	1.184
						0,005	1.507	264	3.376	592
	S-3	115	4,36	0,173	0,283	0,01	162	16	514	51
						0,005	81	8	257	25
	S-6	168	3,36	0,155	0,254	0,01	581	66	927	106
						0,005	290	33	464	53
Plioceno	S-9	316	5	0,031	0,052	0,01	931	69	701	52
						0,005	465	35	350	26
	P-2	637	4,82	0,038	0,063	0,001	407	13	328	11
						0,0001	40,7	1,3	33	1,1
Plioceno	S-11	165	2,25	0,251	0,412	0,001	125	6	214	11
						0,0001	12,5	0,6	21,4	1,1

3.6. ANÁLISIS DE LA VALIDEZ DE LOS PARÁMETROS HIDROGEOLÓGICOS DEL ACUÍFERO CUATERNARIO

La información existente sobre los parámetros hidrogeológicos del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce se ha extraído de los informes del IGME (1983), del ITGE (1996), de Intecsa-Inima (2004) y de INECO (2007), así como del trabajo realizado por Nieto *et al.* (2016), a lo que se han añadido los obtenidos en la presente tesis doctoral, a partir de métodos granulométricos y de análisis de las mareas.

No obstante, es preciso señalar que sólo existe información de parámetros hidráulicos del acuífero en ciertos sectores concretos como en Fahala, Puente del Rey, San Isidro, el aeropuerto, la antigua azucarera y la desembocadura del río Guadalhorce (Fig. 3.59). No existe, por tanto, suficiente representatividad espacial de la información, ni desde el punto de vista estrictamente geográfico, ni desde el punto de vista de la distribución de facies coherente con el modelo sedimentario de

3.6. Análisis de la validez de los parámetros hidrogeológicos del acuífero cuaternario

la dinámica fluvial deducida de las columnas de sondeos y representado en la figura 3.7.

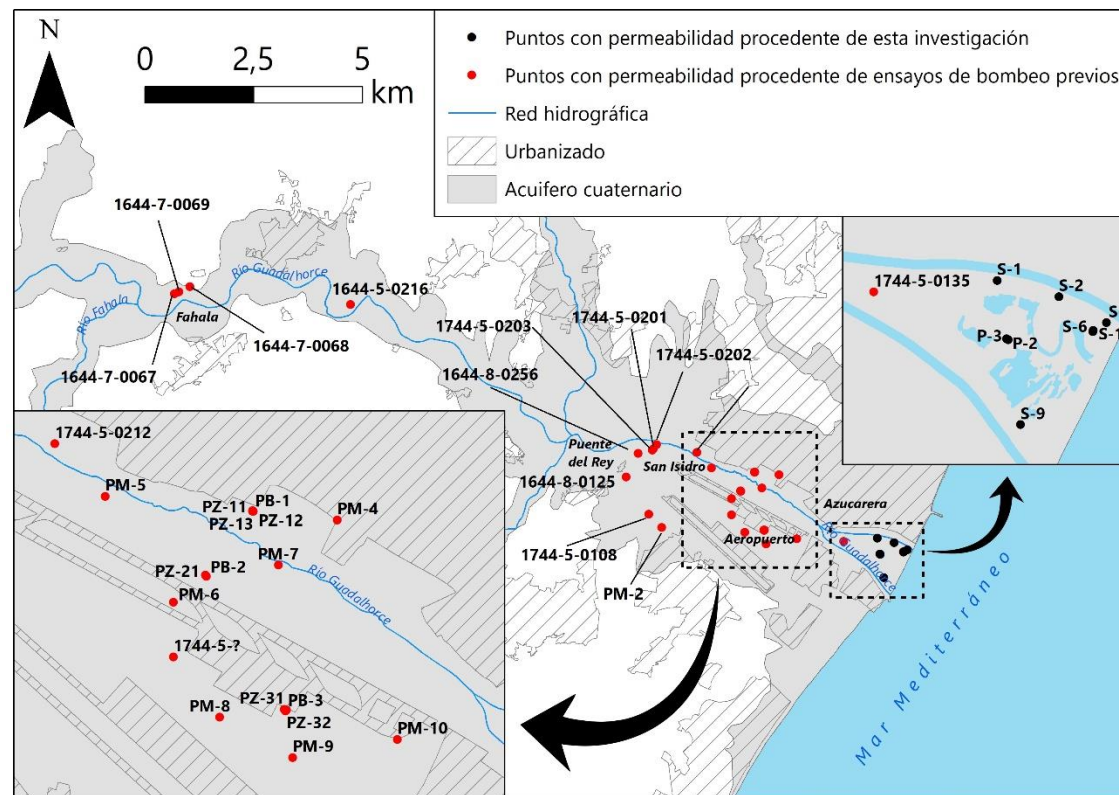


Figura 3.59. Lugares en los que se han realizado ensayos de bombeo (ITGE, 1996)

Los ensayos de bombeo y metodologías aplicados han permitido obtener diversos valores de permeabilidad, transmisividad y coeficiente de almacenamiento (Tabla 3.9). Esta información pone de manifiesto que existen diferencias entre los resultados de las diversas metodologías aplicadas para la obtención de parámetros hidrogeológicos -permeabilidad y transmisividad- en el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce, así como en la distribución espacial de los mismos.

Mediante ensayos de bombeo en el acuífero cuaternario se estimaron permeabilidades comprendidas entre 7 m/día, en el sector próximo a la costa, y 605 m/día, en la zona de Fahala. Los valores calculados varían de unos sondeos a otros, incluso dentro de un área concreta, como ocurre en el sector de San Isidro, con permeabilidades entre 7 y 380 m/día y transmisividades entre 127 y 18.360 m²/día. No obstante, en el informe del ITGE (1996) se indica que algunos de estos valores estarían sobreestimados.

3.6. Análisis de la validez de los parámetros hidrogeológicos del acuífero cuaternario

Tabla 3.9. Resultados de coeficiente de almacenamiento, permeabilidad y transmisividad obtenidos de ensayos de bombeo (B) (IGME e INECO), ensayos granulométricos (G) y mediante la aplicación de las metodologías de retraso (R) y eficiencia de mareas (EM) en varios puntos del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce. Véase ubicación de puntos P-3 y S-1 a S-10 en Fig. 3.61. Los valores resaltados en rojo son aquellos que se han descartado como representativos de la permeabilidad real del acuífero

Sector	Punto	UTM X	UTM Y	Método	Porosidad eficaz (%)	Permeabilidad (m/día)	Transmisividad (m ² /día)
Fahala	1644-7-0067	353571	4065647	B	7,8	605	9.120
	1644-7-0068	353922	4065811	B	11,7	579	9.792
	1644-7-0069	353672	4065688	B	5	579	9.840
Puente del Rey	1744-5-0201 (I)	364592	4062081	B		73	3.984
	1744-5-0201 (II)	364592	4062081	B	15,3	69	3.816
	1744-5-0203	364567	4062053	B	1,6	44	1.224
	1744-5-0202	364668	4062180	B		225	4.656
San Isidro	1744-5-0212	365591	4061996	B		380	18.360
	1644-8-0256	364242	4061980	B		104	1.795
	1644-8-0125	363964	4061434	B	9,8	7	127
	1644-5-0216	364366	4061373	B		40	1.325
Aeropuerto	1744-5-?	366387	4060567	B		311	5.736
	1744-5-0108	364483	4060582	B		60	1.073
	PB-1	366919	4061543	B		95	694
	PB-2	366608	4061106	B	12	1,2	11
	PB-3	367141	4060204	B		138	780
	PZ-11	366918	4061547	B		156	440
	PZ-12	366923	4061544	B		181	1.378
	PZ-13	366923	4061544	B		121	889
	PZ-21	366602	4061116	B	9,1	0,5	4,47
	PZ-31	367132	4060215	B		41	232
	PZ-32	367147	4060211	B		251	1.400
	PM-2	364787	4060273	B		1,2	25
	PM-4	367487	4061485	B	3,8	0,3	5
	PM-5	365928	4061643	B	3,2	0,1	1
	PM-6	366387	4060934	B		16	91
	PM-7	367093	4061182	B		0,5	13
	PM-8	366698	4060162	B		79	593
	PM-9	367188	4059892	B		2,0	20
	PM-10	367890	4060013	B	7,7	1,0	5
Desembocadura	P-3	369815	4059656				
				R	1	132	3.652
					0,5	66	1.826
				EM	1	101	2.805
					0,5	51	1.402
				R	1	789	7.498
					0,5	394	3.749
	S-1	369746	4060028		1	2.729	25.923
				EM	0,5	1.364	12.962
				G		216	2.158
				R	1	529	3.015
					0,5	264	1.507
	S-2	370134	4059927		1	1.184	6.752
				EM	0,5	592	3.376
				G		1.600	9.600
				R	1	16	162
					0,5	8	81
	S-3	370434	4059764		1	51	514
				EM	0,5	25	257
				G		86	860
	S-4	369795	4059772	G		321	3.697
	S-5	370051	4059738	G		5	75

3.6. Análisis de la validez de los parámetros hidrogeológicos del acuífero cuaternario

Tabla 3.9. continuación.

Desembocadura	S-6	370350	4059715	R	1	66	581
					0,5	33	290
				EM	1	106	927
					0,5	53	464
	S-7	370120	4059468	G		25	217
				G		26	334
	S-8	369643	4059428	G		311	4.979
	S-9	369893	4059123	R	1	69	931
					0,5	35	465
				EM	1	52	701
					0,5	26	350
	S-10	370057	4059073	G		5	71
				G		16	

Los métodos de estimación de parámetros mediante la influencia de las mareas, aplicados en el apartado 3.5, han permitido obtener resultados de conductividad hidráulica entre 8 y 2.729 m/día en la desembocadura del río Guadalhorce. El valor mínimo de transmisividad calculado es de 81 m²/día, mientras que el máximo es de 25.923 m²/día, este último claramente excesivo. Estos valores cambian en función del método utilizado -retraso (R) o eficiencia de mareas (EM)- y del coeficiente de almacenamiento tomado, que ha sido de 10⁻² y 5·10⁻³, ya que en el sector costero la heterogeneidad de los materiales es mayor, aunque predominan los materiales finos (Fig. 3.7) y la porosidad eficaz debe ser menor. También varía el valor estimado de los parámetros en función del área concreta ensayada en el sector de la desembocadura.

Por otra parte, los ensayos granulométricos han permitido obtener valores de permeabilidad comprendidos entre 5,5 y 1.600 m/día, y transmisividades de 71 a 9.600 m²/día considerando el espesor saturado del acuífero en cada punto.

Los resultados muestran varios órdenes de magnitud de variabilidad de conductividades hidráulicas y transmisividades en función del método aplicado, pero también del sector del acuífero considerado, incluso en puntos situados muy próximos en áreas concretas. La mayoría de los valores elevados de K (>100 m/día) no son coherentes con la distribución de tamaños de grano deducida de las columnas recopiladas de los abundantes sondeos existentes (Fig. 3.7). De modo general, los valores de permeabilidad elevados son incongruentes con el conocimiento que se tiene del acuífero, especialmente en el tramo medio y bajo, donde el espesor saturado es de varias decenas de metros (máximo 50 m en el sector del aeropuerto) y, para obtener valores de permeabilidad mayores de 100

m/día, sería necesario que la transmisividad fuera de varios miles de m²/día, lo cual no es asumible de manera generalizada. Por otra parte, los valores superiores a 100 m/día difieren, en un orden de magnitud, de las permeabilidades medias estimadas en diferentes acuíferos aluviales del litoral mediterráneo español (Tabla 3.10), algunos de ellos situados en contextos paleogeográficos y sedimentarios similares e incluso relativamente próximos (río Vélez, Motril-Salobreña). Tampoco son coherentes con los que se atribuyen a este tipo de materiales en los manuales de hidrogeología; por ejemplo, entre 5 y 10 m/día (Custodio y Llamas, 1996) o entre 10⁻² y 10² m/día (Freeze y Cherry, 1979; Domenico y Schwartz, 1998).

Las notables diferencias detectadas entre las distintas metodologías utilizadas para la estimación de las permeabilidades hacen necesario un análisis individualizado de los resultados obtenidos en cada sondeo, con el fin de hacer un análisis crítico de los datos y, de cara a la realización del modelo matemático de flujo que se realiza en esta tesis, descartar aquellos que puedan encontrarse más alejados de la realidad hidrogeológica del acuífero investigado. Para ello, se han revisado los datos señalados en rojo en la tabla 3.9, correspondientes a valores de conductividad hidráulica que exceden el valor de 100 m/día.

Los sondeos del sector de Fahala (Fig. 3.59) presentan columnas litológicas caracterizadas por la presencia de gravas con matriz arcillo-arenosa, que deberían verse representadas por bajas permeabilidades. No obstante, estos tres sondeos, así como todos los piezómetros auxiliares que se utilizaron para el control de los ensayos de bombeo, se encontraban muy próximos al cauce del río Guadalhorce. Ello habría inducido un flujo de agua desde el río hacia los puntos de bombeo que compensara los descensos, lo que pudo suponer una sobreestimación de la transmisividad y, por ende, de la permeabilidad calculada.

En los sondeos 1744-5-0202, 1744-5-0212 y 1644-8-0256 habría ocurrido lo mismo que en los anteriores: la proximidad de los puntos de ensayo de bombeo al cauce del río Guadalhorce hizo que se pudieran haber sobreestimado los valores de permeabilidad, a pesar de la alta heterogeneidad vertical de los materiales acuíferos -alternancias entre gravas, limos y arcillas- según las columnas litológicas disponibles. Por otro lado, el sondeo 1744/5/?, del sector del aeropuerto, puede descartarse debido a que durante el ensayo de bombeo se efectuaron bombeos en captaciones cercanas, lo que interfirió en la evolución piezométrica observada

3.6. Análisis de la validez de los parámetros hidrogeológicos del acuífero cuaternario

(ITGE, 1996). Esta podría ser también la razón de los altos valores de permeabilidad obtenidos por otros sondeos del sector del aeropuerto. Además, se han descartado algunos valores de conductividad hidráulica considerablemente bajos (<1 m/día), lo que puede estar motivado porque los sondeos estuvieran captando zonas de muy baja permeabilidad y heterogeneidad, no representativa del área de estudio.

Tabla 3.10. Valores de porosidad eficaz, permeabilidad y transmisividad medias, así como espesor saturado medio, calculados para diferentes acuíferos cuaternarios libres de la costa mediterránea de España

Acuífero	Referencia	Porosidad eficaz media (%)	Permeabilidad media (m/día)	Transmisividad media (m²/día)	Espesor saturado medio (m)
Río Vélez	García Aróstegui et al. (2007)	5-10	70	2.100	30
Motril-Salobreña	Calvache et al. (2009)	5-10	31	1.253	40
Bajo Andarax	ADARO (1975)	7	24-80	360-1.200	15
Vega baja del Segura	IGME (2002)	<1-4,5	<0,5-50	100-1.000	
Plana de Sagunto	ITGE (1990)	10-12		7.000	
Plana de Castellón	ITGE (1990)	5-15	30-120	500-6.000	
Bajo Ebro	IGME (1981)		30-60		
Campo de Tarragona	Garrido Schneider (2003)		45	2.500	55

Por otra parte, se han obtenido valores anormalmente elevados mediante las metodologías de estimación de parámetros hidrogeológicos basadas en la influencia de las mareas que se han llevado a cabo en diversos sondeos de la desembocadura del Guadalhorce. Se observa que en los sondeos P-3, S-1 y S-2 es donde se obtienen la mayor parte de estos valores tanto con la metodología de retraso de mareas (R) como con la de eficiencia de mareas (EM). También se calculan valores ligeramente elevados en el sondeo S-6 mediante el método de EM cuando se aplica un coeficiente de almacenamiento de 0,01. Dada la cercanía que

presentan con respecto al brazo norte del río Guadalhorce, es prudente no tener en cuenta estos valores, ya que –al menos en parte- se trata de un relleno artificial.

Los resultados obtenidos a partir del análisis granulométrico de las muestras de columnas litológicas también aportan valores altos de permeabilidad, dado que este procedimiento se basa en el tamaño de los granos y no tiene en cuenta el empaquetamiento original de los sedimentos, lo cual influye mucho en la conductividad hidráulica. Estos datos, obtenidos en los sondeos S-1, S-2, S-4 y S-8, tampoco parecen coherentes con su ubicación en el delta del Guadalhorce y la distribución de facies sedimentarias que se conoce (Fig. 3.7).

La revisión en detalle de los valores calculados de permeabilidad y transmisividad para el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce sugiere descartar valores que pueden ser considerados como anormalmente altos a la hora de realizar el modelo matemático de flujo que se realiza más adelante en esta tesis doctoral. A falta de la realización de más pruebas adicionales detalladas, que permitan calcular valores representativos espacialmente de la conductividad hidráulica en este acuífero, se estima que su valor medio sería del orden de 35 m/día. Considerando un espesor saturado medio de 25 m, la transmisividad media se aproximaría a 1.000 m²/día. Estos valores se encuentran dentro de los órdenes de magnitud que se reflejan en la tabla 3.10 y son coherentes con otros ejemplos del área mediterránea.





CAPÍTULO 4

MODELIZACIÓN MATEMÁTICA DEL FLUJO DE AGUA SUBTERRÁNEA EN EL ACUÍFERO CUATERNARIO DEL BAJO GUADALHORCE

Antecedentes

Objetivos de la modelización

Modelo conceptual y condiciones de contorno

- Geometría
- Parámetros hidrogeológicos
- Recarga
- Ríos
- Límites a potencial impuesto
- Bombeos
- Series de piezometría

Selección del *software* de modelización

Desarrollo y calibración del modelo

Balance hidrogeológico de la unidad

4.1. ANTECEDENTES

En el Bajo Guadalhorce se han realizado con anterioridad varios estudios DGOH-MOPU (1986), ITGE (1996), Méndez *et al.* (2003), Intecsa-Inima (2004), INECO (2007) y Padilla *et al.* (2008), en el marco de los cuales se ha utilizado alguna técnica de modelización hidrogeológica. En el estudio de DGOH-MOPU (1986) se utilizó el modelo COGERE, que permite la simulación de la gestión conjunta de recursos superficiales y subterráneos y la posibilidad de incluir acuíferos heterogéneos en régimen transitorio. En el estudio del ITGE (1996) se hizo uso del modelo NEWSAM, un código de diferencias finitas que permite la simulación del flujo y del transporte de solutos en un sistema acuífero multicapa constituido por hasta 20 capas, con circulación “cuasi tridimensional” -horizontal en cada capa, vertical en los semipermeables intermedios-, y hasta 9.999 mallas por capa. En este caso se consideraron tanto el acuífero cuaternario como el acuífero superior plioceno para la modelización, separados por un tramo semipermeable (margas). En los trabajos de Méndez *et al.* (2003), Intecsa-Inima (2004) y Padilla *et al.* (2008), que se resumen en este último, se ha aplicado el modelo MELEF, que considera de forma conjunta las aguas superficiales y subterráneas, así como los efectos de la intrusión marina, con la peculiaridad de que existe una interfaz inmiscible entre agua dulce y agua salada.

En la presente tesis doctoral se ha decidido llevar a cabo un modelo de flujo, exclusivamente del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce. No se ha tenido en cuenta el acuífero superior plioceno debido a la falta de información detallada, a la complejidad e incertidumbre que añadiría a la modelización, a la falta de un modelo conceptual de funcionamiento suficientemente fundado en datos de campo (de sondeos), así como por la dificultad de delimitar los límites y geometría y de precisar el balance hidrogeológico.

En cualquier caso, es prudente tener cierta cautela con los datos simulados y no llevar a cabo una interpretación del funcionamiento hidrogeológico de un acuífero basada exclusivamente en los resultados de una modelización. Los modelos matemáticos deben estar fundamentados en datos de campo representativos con los que se ha elaborado un modelo conceptual previo, pero durante el proceso de modelización matemática puede ser necesario redefinirlo (Mudarra *et al.*, 2019).

4.2. OBJETIVOS DE LA MODELIZACIÓN

En este capítulo se pretende simular el flujo del agua subterránea en el acuífero aluvial cuaternario del Bajo Guadalhorce y reproducir el modelo conceptual a partir de más de 40 años de datos de campo. Esto permitiría mejorar la planificación hidrológica en la cuenca del Guadalhorce, así como plantear una alternativa a los dos últimos modelos realizados (ITGE, 1996 y Padilla *et al.*, 2008), que sólo tienen en cuenta los años hidrológicos 1989/90 -excepcionalmente húmedo- y 1990/91 para la calibración. De esta manera, se busca mejorar el conocimiento enfocado a la gestión de los recursos hídricos subterráneos y superficiales, para usos tanto agrícolas como de abastecimiento urbano, sobre todo en situaciones de escasez de precipitaciones y ausencia de flujos superficiales.

4.3. MODELO CONCEPTUAL Y CONDICIONES DE CONTORNO

Los modelos numéricos precisan información hidrogeológica de partida, que puede ser de mayor o menor detalle en función de los datos disponibles (Anderson *et al.*, 2015). Así, es necesario conocer los límites y la geometría del acuífero -mediante la interpretación de datos de cartografía geológica, geofísica y columnas litológicas de sondeos existentes- y algunos parámetros hidrogeológicos básicos como la permeabilidad, transmisividad y coeficiente de almacenamiento. La recarga es otro de los datos importantes a tener en cuenta, ya que afecta directamente al balance del acuífero y condiciona los niveles piezométricos a la hora de modelizar. La existencia de posibles bombeos también es un aspecto muy relevante, ya que en ocasiones suponen una de las mayores salidas de agua del acuífero.

Es fundamental disponer de series de datos de piezometría, durante al menos varios años en algunos puntos seleccionados, para llevar a cabo una calibración lo más aproximada posible. Cuanto más largas sean las series mejor se llevaría a cabo dicha calibración, ya que podrían ser tenidos en cuenta diversos periodos, de mayor y menor precipitación.

Como ya se ha indicado, todo modelo matemático debe partir de un modelo conceptual inicial, a partir del cual pueda desarrollarse, y debe existir retroalimentación entre ambos modelos. Por ello, es preciso definir el modelo

conceptual de funcionamiento del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce. Con la información disponible, el esquema conceptual de partida sería el representado en la figura 4.1.

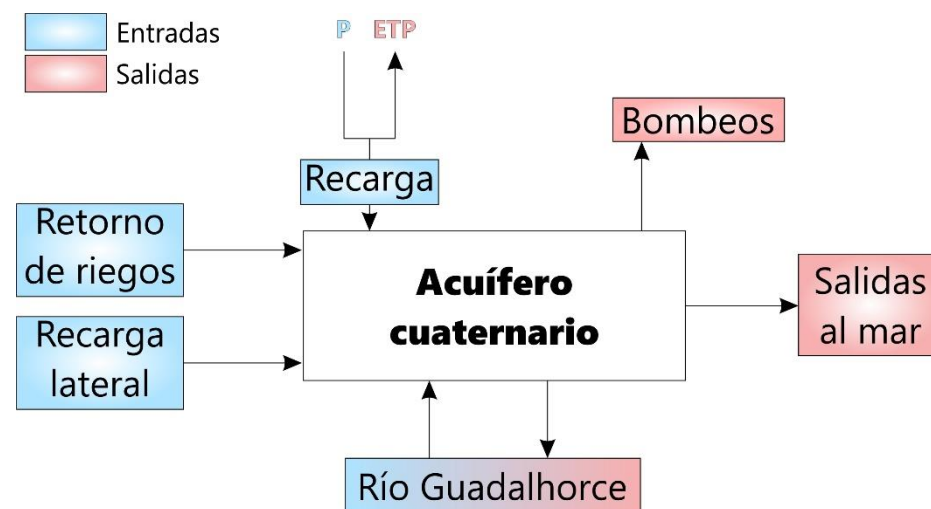


Figura 4.1. Modelo conceptual de entradas y salidas de agua del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce

Las entradas al sistema procederían de la precipitación (fracción no evapotranspirada), de posibles aportes laterales de otros acuíferos, de los retornos de riego y del río Guadalhorce en diversos tramos. Las salidas estarían representadas por los bombeos para agricultura, abastecimiento e industria, así como por las salidas naturales al mar y por descarga al río Guadalhorce en aquellos tramos donde el río es ganador (especialmente en el sector de la desembocadura).

Las proporciones de cada elemento del modelo de la figura 4.1 han cambiado a lo largo de los años. La recarga por precipitación, el retorno de riegos o los bombeos han sufrido modificaciones debido, por ejemplo, a los cambios en el uso del suelo. La recarga lateral, por su parte, también podría haber variado, aunque las cotas piezométricas en la Sierra de Mijas se encuentran actualmente muy por debajo del acuífero cuaternario. Por ello, en este trabajo se ha desarrollado el modelo de flujo, con paso de tiempo diario, entre el 01/01/1974 y el 31/12/2017, y con condiciones de contorno diferentes para dos periodos: **1974-1996** y **1997-2017**. Esto permite realizar simulaciones numéricas de las cotas piezométricas, al tener en cuenta los cambios antes mencionados, a los que hay que sumar el cambio en la morfología del río Guadalhorce en su desembocadura como consecuencia del encauzamiento.

4.3.1. Límites y geometría

Se han tenido en cuenta los límites y la geometría detallados en el apartado 3.1 de esta tesis doctoral, que han sido ligeramente simplificados en el modelo conceptual de partida para la modelización (Figs. 4.2 y 4.3). Esta adaptación se debe a las grandes irregularidades que crea la malla del modelo digital del terreno utilizado (25 x 25 m) sobre la superficie del modelo, ya que origina importantes espesores allí donde no existen tales. No obstante, se mantienen algunos elementos hidrogeológicos de especial relevancia, como es el paleocauce existente en el sector del aeropuerto de Málaga.

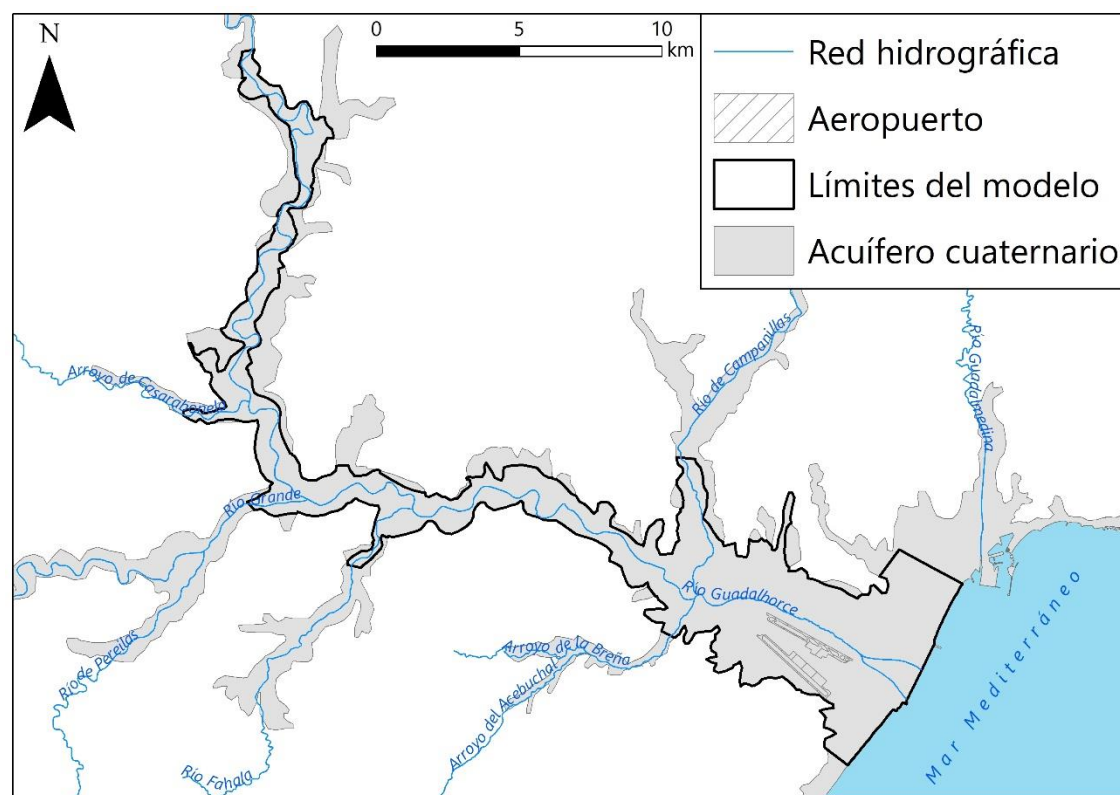


Figura 4.2. Límites establecidos para el modelo hidrogeológico, en comparación con los límites cartográficos del acuífero cuaternario

La superficie de cotas del muro del acuífero se ha elaborado a partir de la interpolación de 155 columnas litológicas interpretadas por Linares *et al.* (1995) y en la presente tesis doctoral, la mayor parte de las cuales se encuentran en el sector comprendido entre la confluencia de los ríos Campanillas y Guadalhorce y el mar Mediterráneo.

4.2. Objetivos de la modelización

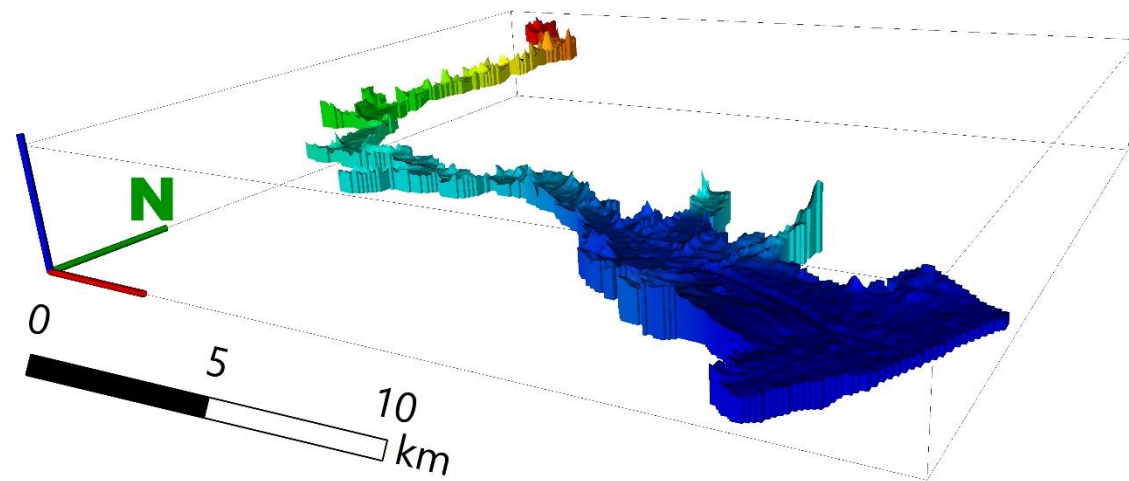


Figura 4.3. Esquema 3D del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce

El modelo de flujo que se ha desarrollado presenta una malla cuadrangular de 100 x 100 metros (Fig. 4.4), con el fin de precisar -en la medida de lo posible- la variabilidad de las cotas piezométricas en los distintos sectores del acuífero. Esta malla es hasta 10 veces más precisa que la utilizada en ITGE (1996).

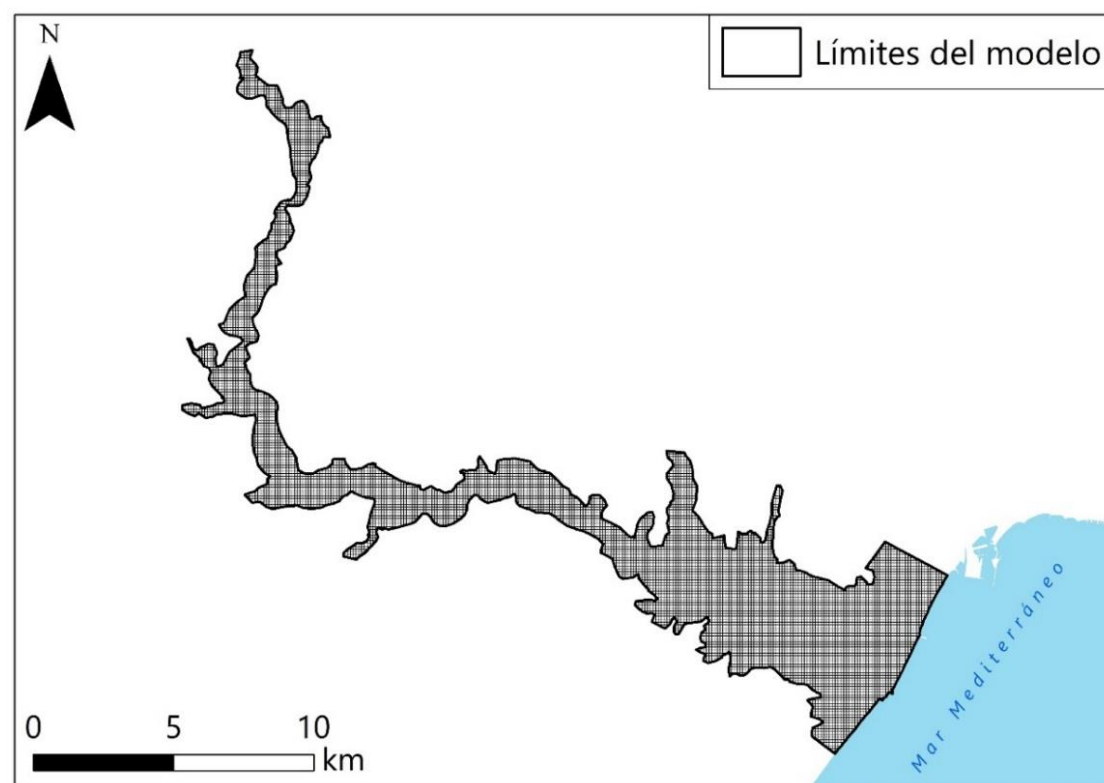


Figura 4.4. Malla de 100 x 100 metros establecida para el modelo de flujo

4.3.2. Parámetros hidrogeológicos

Con el fin de realizar una aproximación lo más real posible se han tomado, como datos de partida, los valores de conductividad hidráulica y transmisividad que no se encuentran resaltados en rojo de la tabla 3.10.

4.3.3. Recarga

4.3.3.1. Recarga por precipitación

Se ha llevado a cabo una evaluación de la recarga para estimar la cantidad de agua de lluvia que finalmente se infiltra en el acuífero cuaternario. Para ello, se han aplicado las metodologías de Thornthwaite (1948), Hargreaves (Hargreaves y Samani, 1985) y Blaney y Criddle (1950) a partir de datos de precipitación y temperatura diarios, comprendidos entre el 01/01/1974 y el 31/12/2017, registrados en las estaciones Málaga-Aeropuerto-, Aljaima-CMA- y Álora-Estación-CMA (Tabla 2.1 y Fig. 2.3), mediante el *software* Trasero 2.1.

Se han considerado capacidades de campo (cc) o reservas útiles (RU) de 90 mm fijos, y de 90-130 mm variables, debido al desarrollo del suelo que existe en la zona del valle del Guadalhorce y al carácter arcilloso-limoso del mismo (ITGE, 1996), en una superficie absoluta de recarga de 73,7 km² y 60,1 km² para los periodos 1974-1996 y 1997-2017, respectivamente (Tabla 4.1). La disminución de la superficie permeable para evaluar la recarga se debe al crecimiento de los núcleos urbanos y áreas comerciales, ampliación del aeropuerto, etc (Fig. 4.5).

En la tabla 4.1. se puede observar que la recarga por infiltración de agua de lluvia varía en función de la metodología utilizada, aunque para el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce se consideran representativos los valores de recarga de Thornthwaite, con una reserva útil de 90 mm. Así, se obtiene una recarga media de 12,8 hm³/año para el periodo 1974-1996 y de 10,4 hm³/año para el periodo 1997-2017. Dichos valores están proporcionalmente en consonancia con los obtenidos por el ITGE (1996), que cifró en la recarga por infiltración de las precipitaciones en 23,75 hm³/año, en una superficie de 118,6 km² -se tuvo en cuenta un área mayor, que incluía los materiales aluviales asociados a los cauces afluentes del Guadalhorce-.

4.2. Objetivos de la modelización

Tabla 4.1. Caudal de agua infiltrada (hm³/año) en el acuífero cuaternario del bajo Guadalhorce mediante la aplicación de diferentes metodologías. %P = porcentaje de precipitación infiltrada

Periodo	Área (km²)	Método	Precip. media (hm³/año)	cc* (mm)	Recarga (hm³/año)	% P
1974-1996	73,7	Thornthwaite	39,94	90	12,8	32
				90-130	11,5	29
		Hargreaves		90	9,6	24
				90-130	8,3	21
		Blaney-Cridley		90	7,7	19
				90-130	5,6	14
1997-2017	60,1	Thornthwaite		90	10,4	26
				90-130	9,4	24
		Hargreaves		90	7,8	20
				90-130	6,7	17
		Blaney-Cridley		90	6,3	16
				90-130	4,8	12

*Capacidad de campo

4.3.3.2. Recarga por retorno de riegos

Sobre el acuífero del Bajo Guadalhorce tiene lugar una actividad agrícola de regadío. Cierta porcentaje de las aguas utilizadas para riego no son aprovechadas por las plantas y se infiltran hacia el subsuelo. Se han tomado los valores de retorno de riegos calculados por el ITGE (1996) para los diversos cultivos del Bajo Guadalhorce (Tabla 4.2). Se ha asimilado el mismo valor de retorno de riego de las hortalizas para los parques y jardines recientes (1997-2017), ya que no se evaluó anteriormente.

Tabla 4.2. Retornos de riego para cada tipo de cultivo en los límites del modelo del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce

Cultivo	Retornos de riego (m³/s·km²) (ITGE, 1996)	1974-1996 (hm³/año)	1997-2017 (hm³/año)
Caña	2,20·10 ⁻²	13,06	0
Hortalizas	3,96·10 ⁻³	0,71	0,99
Cítricos	1,90·10 ⁻³	1,69	1,56
Frutales	1,74·10 ⁻³	0,13	0,05
Parques y jardines	3,96·10 ⁻³	~0	0,02
Total		15,59	2,62

Se ha evaluado el retorno de riego en dos periodos diferentes, ya que los cambios en el uso del suelo que tuvieron lugar a finales de la década de los 90 han

supuesto una reducción notable de la superficie regada. Así, por ejemplo, la caña de azúcar era cultivada en un gran porcentaje de la zona de la desembocadura del Bajo Guadalhorce, pero desde finales de los 90 se ha ido reduciendo la superficie de cultivo, hasta desaparecer (Fig. 4.6).

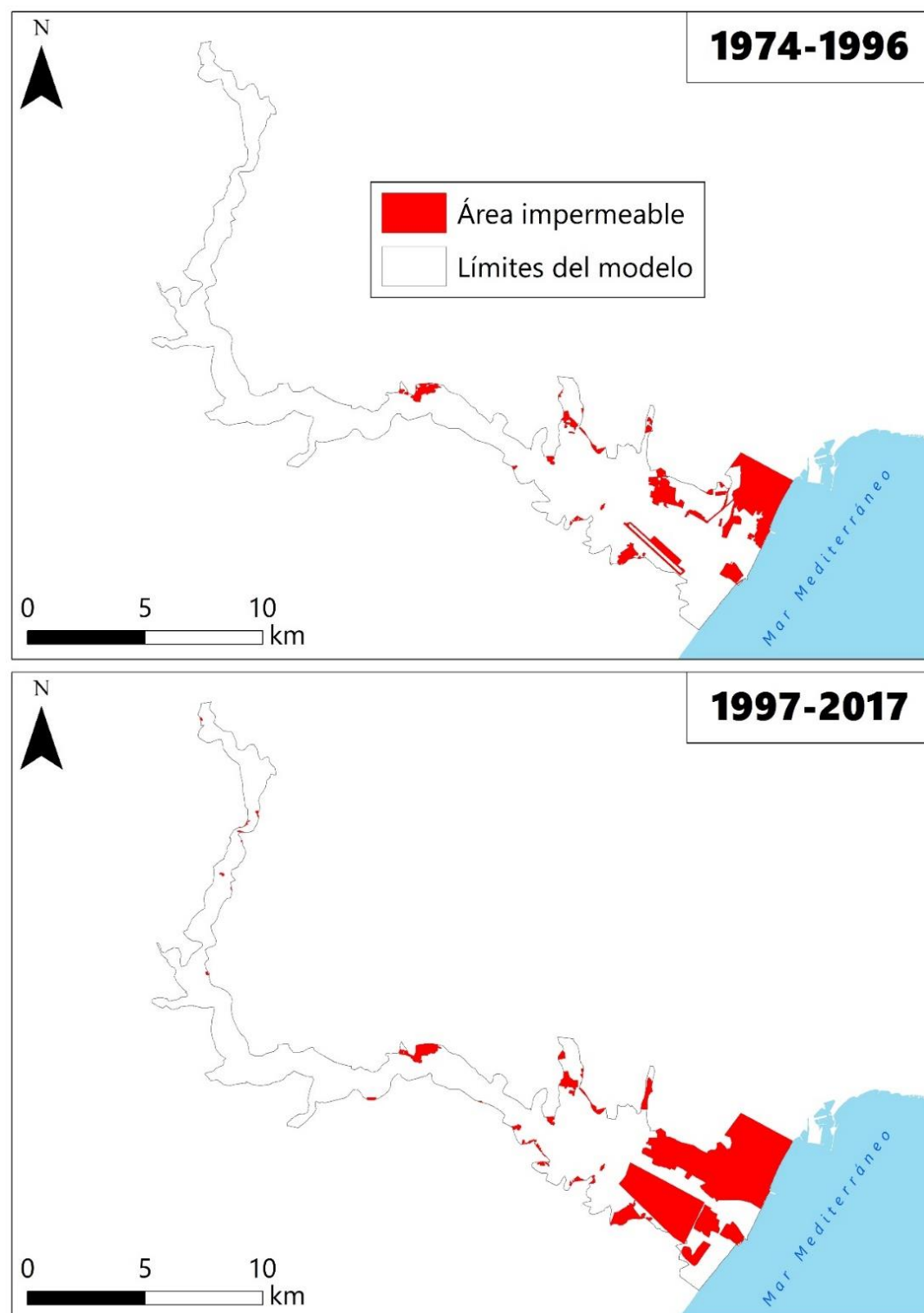


Figura 4.5. Áreas que se han considerado impermeables dentro de los límites del modelo del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce en los periodos 1974-1996 y 1997-2017

4.2. Objetivos de la modelización

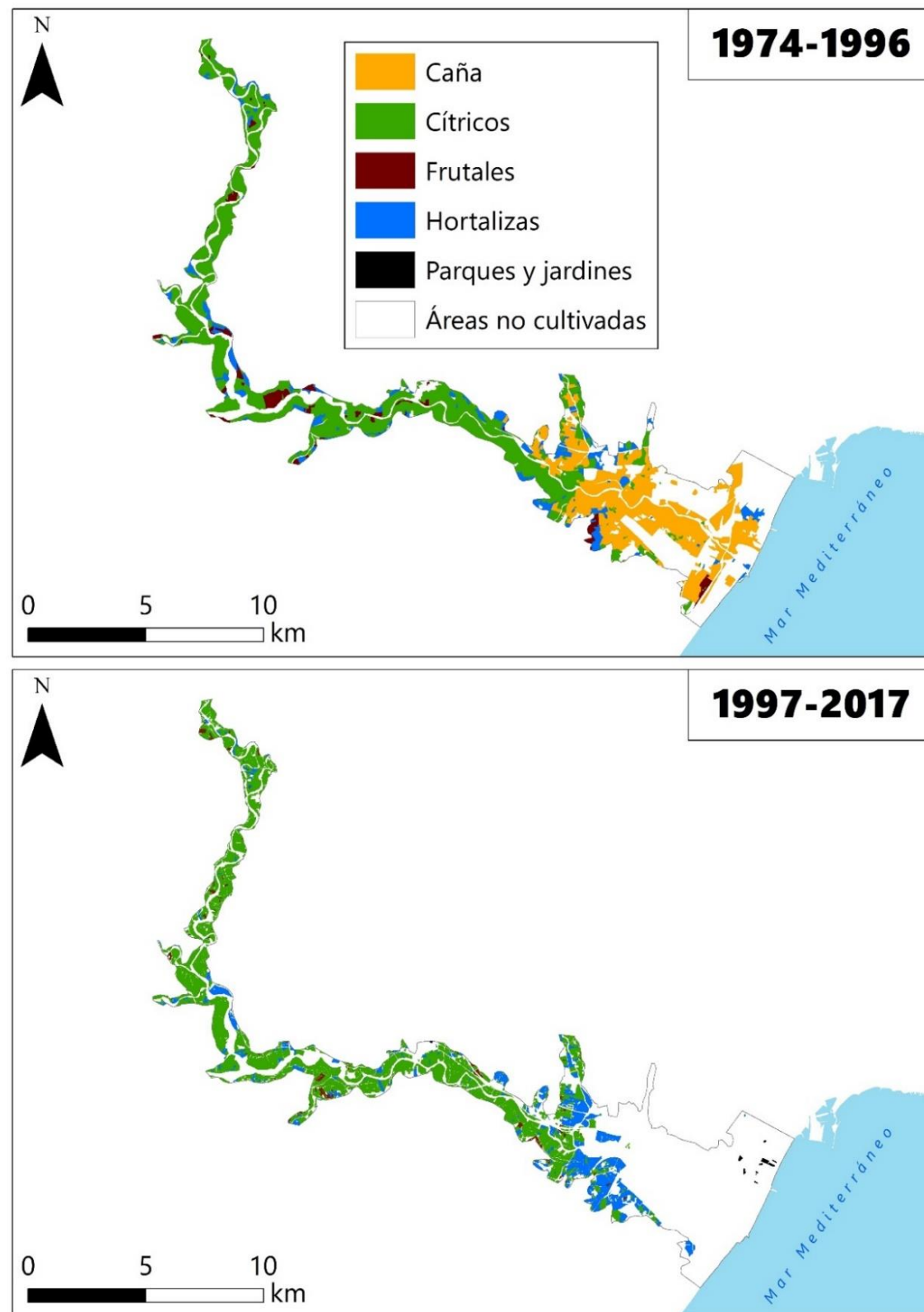


Figura 4.6. Tipologías de cultivos presentes dentro de los límites del modelo del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce en los periodos 1974-1996 y 1997-2017

4.3.3.3. Recarga lateral

Según el informe de ITGE (1996), el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce recibiría recarga lateral subterránea procedentes de la Sierra de Mijas, así como a través de materiales, más o menos permeables, con los que contacta (Fig.4.7). Se trata de coluviones, abanicos aluviales, piedemontes, terrazas y otros depósitos detríticos continentales cuaternarios indeferenciados, así como arenas del Plioceno y calcarenitas del Mioceno. En dicho estudio se comenta que la recarga lateral más relevante procedería de la Sierra de Mijas, pero la evaluación hecha por Andreo (1997) indica que la transferencia de agua que puede existir es muy reducida. Asimismo, la mayor cota piezométrica que existe en los materiales cuaternarios del Bajo Guadalhorce con respecto al carbonático de la Sierra de Mijas, en la franja de contacto con los materiales margosos del Plioceno que los separa, dificultaría que haya flujo desde el segundo hacia el primero.

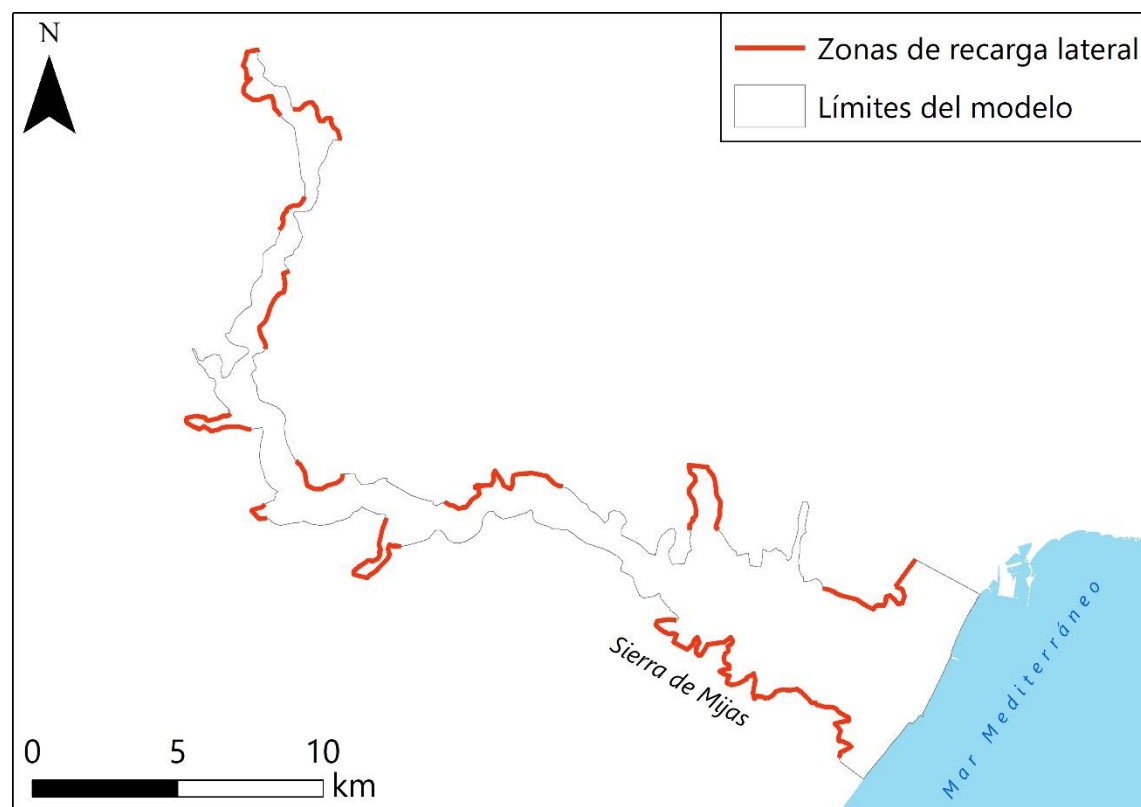


Figura 4.7. Zonas de recarga lateral que se han considerado para la calibración del modelo de flujo del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce

4.3.4. Ríos

La magnitud del intercambio río-acuífero depende de ciertos parámetros hidrodinámicos que afectan a esta conexión, como son la colmatación del cauce, la superficie mojada o la conductividad hidráulica del lecho (ITGE, 1996). A esto hay que añadir la complejidad añadida de los cambios en la relación río/acuífero en función del tramo y de las condiciones hidrodinámicas, que dependen del signo y de la magnitud de la diferencia altimétrica entre la cota piezométrica del acuífero cuaternario y la del plano de agua superficial, asimilable con escaso error al lecho del río (ITGE, 1996). No obstante, ha de tenerse en cuenta que en los principales estudios previos en el área de estudio no se ha llegado a contabilizar ni estimar este intercambio (IGME, 1977, 1983). En la figura 4.8 se observan los ríos considerados para el modelo en la presente tesis, que en la calibración se pueden establecer como “ríos” o “drenes”, según los resultados de la misma, a excepción de los dos brazos del río Guadalhorce en su desembocadura, en el periodo 1997-2017, que se han considerado como elementos de potencial fijo.

4.3.5. Límites de potencial impuesto

Se han establecido varios límites de potencial impuesto (Fig. 4.8). Uno de ellos es el contacto entre el acuífero y el mar Mediterráneo, con valor de cota piezométrica igual a cero. Este límite supone una salida natural de agua del acuífero, que suele determinarse mediante la ecuación de Darcy o como la resultante del balance, previa determinación del resto de componentes, lo que puede conllevar el error acumulado de las anteriores. Los otros límites de potencial impuesto son los dos brazos del río Guadalhorce, en su desembocadura, en el periodo 1997-2017, a los que también se les ha asignado un valor cero debido a la baja o nula pendiente topográfica que existe y que ocasiona una entrada del agua del mar Mediterráneo a través de ellos.

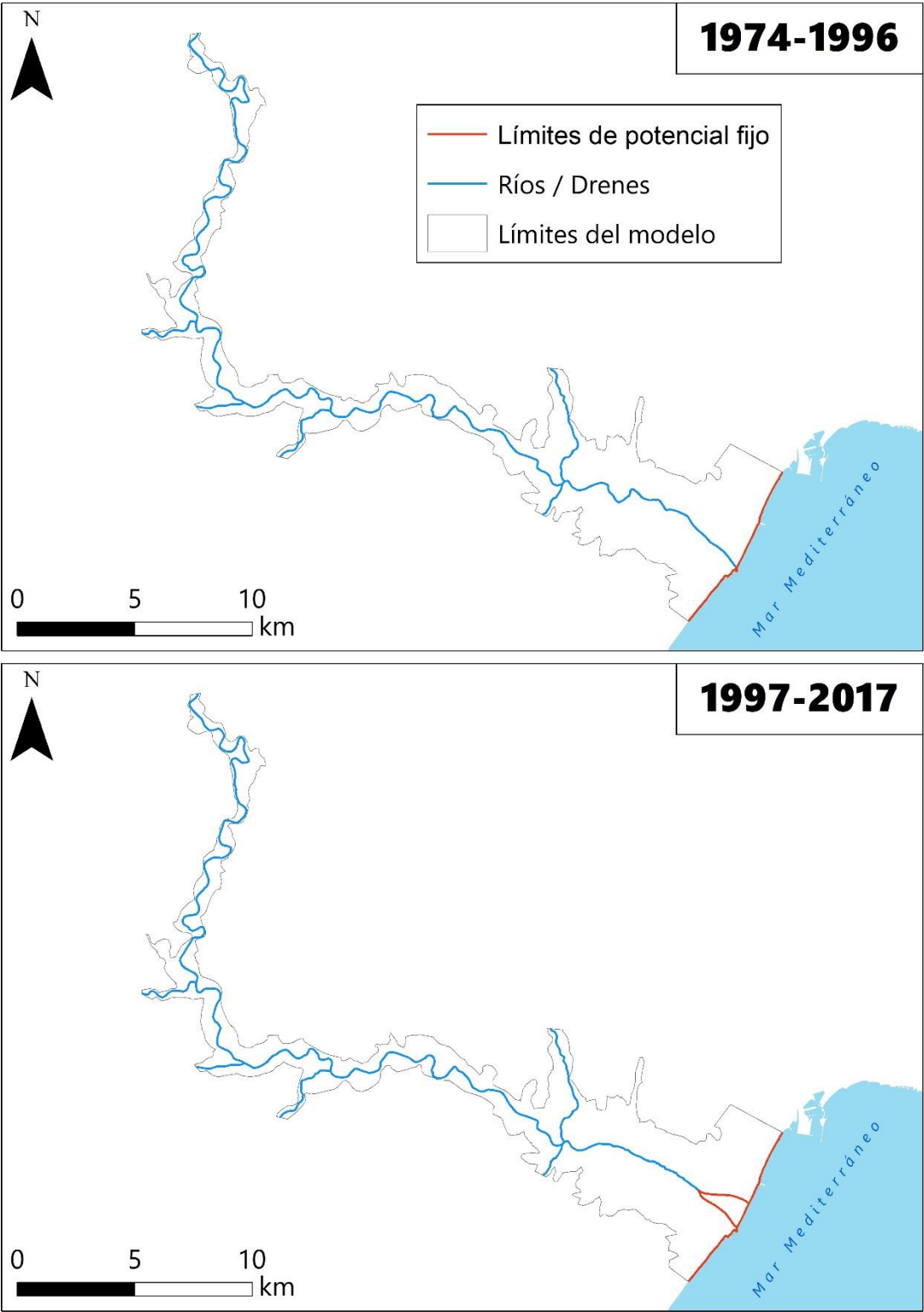


Figura 4.8. Principales ríos tenidos en cuenta para la modelización del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce en los periodos 1974-1996 y 1997-2017. Nótese la diferencia morfológica del río Guadalhorce en el tramo más cercano al mar

4.3.6. Bombeos

El régimen de explotación y el número de pozos de extracción de aguas subterráneas difiere entre los periodos 1974-1997 y 1997-2017 (Fig. 4.9), principalmente en el acuífero aluvial. Durante el primer periodo se producían extracciones de 25,67 hm³/año (ITGE, 1996), la mayor parte de las cuales tenían lugar en la zona del acuífero comprendida entre la confluencia del río Campanillas con el Guadalhorce y el mar Mediterráneo, donde se obtenía agua tanto para el riego de abundantes cultivos de caña como para abastecimiento de la ciudad de Málaga. Los datos correspondientes al periodo 1974-1997 (Anexo 3, Tablas 1 y 2) se han tomado de ITGE (1996), mientras que los del periodo 1997-2017 (Anexo 3, Tabla 3) se han obtenido a partir de la base de datos de aprovechamientos de agua subterránea, con expedientes concedidos, de la DHCMA, así como del informe de GHUMA-EMASA (1996) y de la información actualizada proporcionada por el servicio de Parques y Jardines del Ayuntamiento de Málaga y por los reconocimientos de campo en el marco de esta tesis. Ha de tenerse en consideración, no obstante, que existe una gran incertidumbre a la hora de conocer y estimar los caudales extraídos, debido a la multitud de bombeos que tienen lugar sin que exista el equipamiento ni la infraestructura de control adecuada.

El volumen de agua bombeada estimado en estos puntos es de 8 hm³/año, que ha sido distribuido a lo largo del año, con la misma estacionalidad tenida en cuenta por el ITGE (1996) para la estimación de bombeos, con extracciones que se realizan mayoritariamente entre los meses de mayo y octubre. Es preciso tener en cuenta la importante reducción de las extracciones de agua subterránea, derivada del cese de los cultivos de caña en el sector costero y de la clausura de los pozos de abastecimiento a Málaga, localizados en el área de Puente del Rey. La tabla 4.3 muestra los usos para los que se destinaba el agua bombeada en el periodo 1997-2017. No ha sido posible obtener los usos para los que se aprovechaba el agua en el periodo 1974-1996, aunque en el estudio del IGME (1983) se detalla que el 55% del agua subterránea extraída se dedicaba para la agricultura, un 35% para abastecimiento urbano y un 10% para la industria.

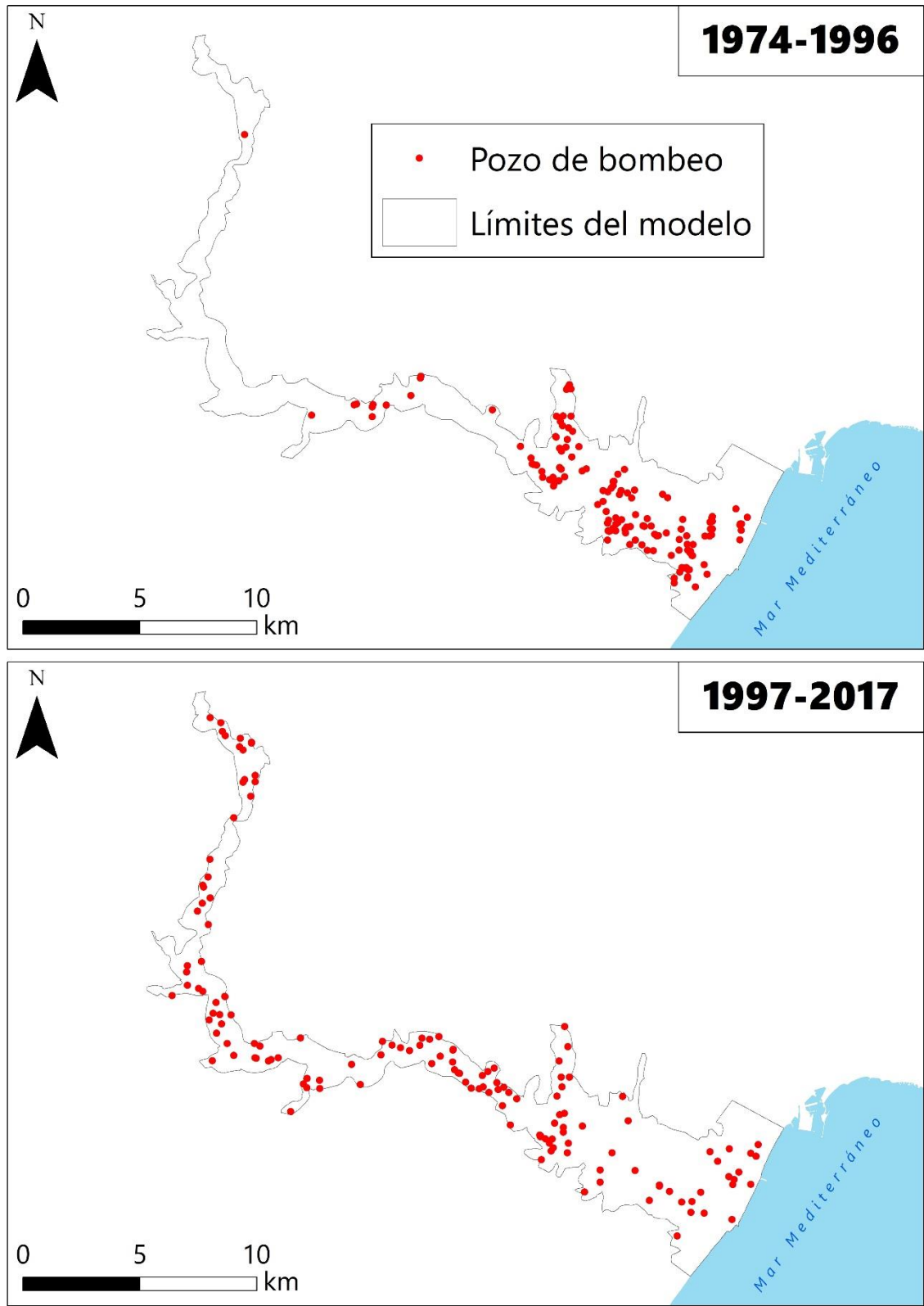


Figura 4.9. Pozos de bombeo tenidos en cuenta para la modelización del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce



4.2. Objetivos de la modelización

Tabla 4.3. Distribución de los bombeos en función del uso al que se destina el agua en el periodo 1997-2017

Uso	Caudal bombeado (hm ³ /año)	% sobre el total
Agrícola	6,75	84
Abastecimiento y riego de jardines	0,78	10
Industrial	0,46	6
Total	7,99	100

4.3.5. Series de datos de piezometría

Para realizar una adecuada simulación es necesario disponer de series de piezometría de suficiente longitud temporal, en la mayor parte del área estudiada, que sirvan de soporte para la calibración del modelo. Así, se han recopilado un total de 8.338 medidas de cota piezométrica de 156 pozos y sondeos, repartidos por el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce (Fig. 4.10). Estas medidas provienen de las bases de datos del IGME y de la DHCMA. Además, se han incluido las medidas de los últimos años, realizadas en el marco de la presente tesis doctoral.

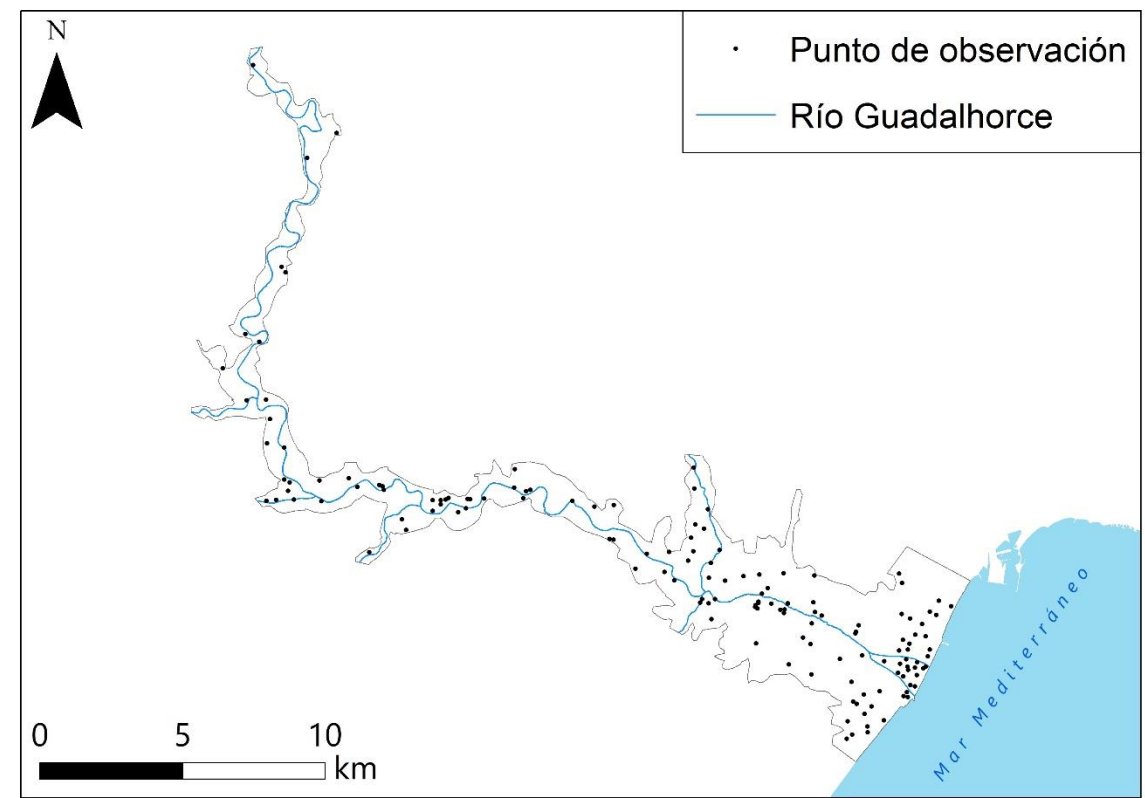


Figura 4.10. Puntos de observación de cotas piezométricas que se han tenido en cuenta para la elaboración del modelo de flujo del acuífero aluvial cuaternario del Bajo Guadalhorce

4.4. SELECCIÓN DEL SOFTWARE DE MODELIZACIÓN

Para llevar a cabo la modelización del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce se ha hecho uso de *ModelMuse*, versión 3.1. Se trata de una interfaz gráfica, de uso libre, para MODFLOW-2005 (Harbaugh, 2005) y PHAST (Parkhurst *et al.*, 2004), desarrollado en el U.S. Geological Survey (USGS) por Winston (2009, 2014), lo que, sumado a su polivalencia y facilidad de uso, justifica su elección para la realización del presente modelo de flujo respecto a otros *software* de pago.

MODFLOW-2005 es un código numérico que permite hacer modelos hidrogeológicos tridimensionales, de diferencias finitas, bajo condiciones permanentes y transitorias, en sistemas de flujo irregulares, con formaciones acuíferas confinadas, libres o una combinación de ambas. Con el código PHAST es posible simular transporte reactivo de solutos y multi-componente, en sistemas de flujo subterráneo saturados y en tres dimensiones, aunque no se aplica en la presente investigación.

ModelMuse ha sido aplicado en diversas partes del mundo, con resultados muy satisfactorios (Naranjo *et al.* 2013; La Vigna *et al.*, 2014; Switzman *et al.*, 2015; Kuniaknsy, 2016; Lekula *et al.*, 2019).

4.5. DESARROLLO Y CALIBRACIÓN DEL MODELO

En todo modelo es necesaria la calibración mediante el ajuste de las diversas variables que lo definen, tales como la permeabilidad o transmisividad del medio, la recarga que se produce en el acuífero o la conductancia del lecho de un dren (río), entre otros. El modelo que se desarrolla en esta tesis doctoral ha sido calibrado mediante la aplicación de distintas configuraciones de esos parámetros.

En todo momento se ha intentado utilizar, en primer lugar, datos reales no simplificados, para intentar recrear un modelo que sea lo más fiel posible a la realidad. No obstante, esto ha sido muy difícil de conseguir en prácticamente todos los pasos de la calibración.

Para llevar a cabo la calibración deben tenerse en cuenta puntos en los que se haya medido la cota piezométrica con suficiente periodicidad y tiempo para que

pueda ser representativa. La figura 4.11 refleja los puntos de calibración que se han considerado. Se han elegido algunas parejas de piezómetros que, por su cercanía, permiten unir sus series de datos para abarcar casi la totalidad de la serie temporal modelizada. Se ha seleccionado esta red de puntos para la calibración con el fin de disponer de la mayor extensión temporal y periodicidad de medidas en el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce. En este caso existen algunos sectores con poca cobertura, tales como el sector noroccidental del valle, debido a la poca longitud de las series de datos en los puntos controlados.

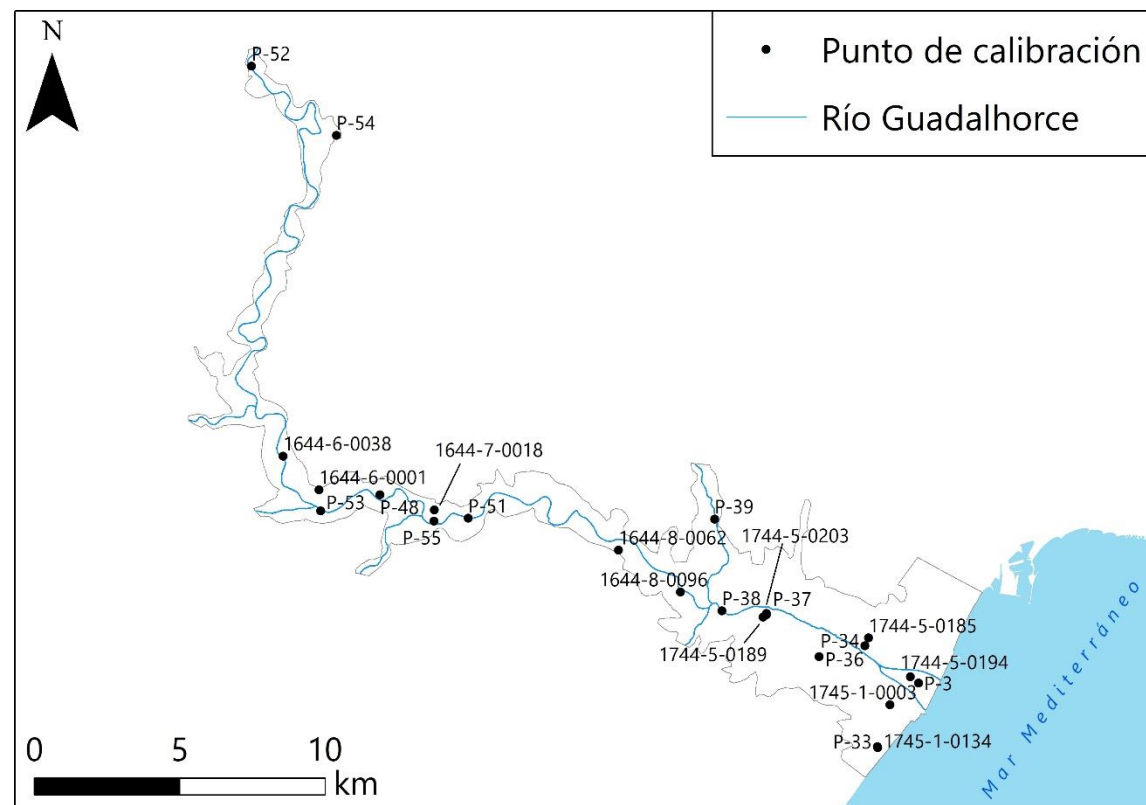


Figura 4.11. Puntos para la calibración del modelo del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce

4.5.1. Parámetros hidrogeológicos

Para obtener una permeabilidad de calibración del modelo se han hecho múltiples simulaciones con diferentes valores. Así, en primer lugar, se estableció el valor medio aritmético de todas las permeabilidades que no aparecen resaltadas en rojo en la tabla 3.9 (35 m/día), para todo el acuífero cuaternario. En adelante se considerará esta configuración de conductividad hidráulica como K1.

En segundo lugar, se efectuaron interpolaciones mediante diferentes métodos (*Nearest*, *Point Average*, *Nearest Point*, *Inverse Distance Squared*,

Triangle Interpolation, Fitted Surface, Point Inverse Distance Squared y *Natural Neighbor*) con todos los valores de permeabilidad obtenidos en ensayos de bombeo y *data loggers* -metodologías de retraso y eficiencia de mareas-, reflejados en la tabla 4.9. La distribución espacial de la conductividad hidráulica menos inverosímil fue la conseguida por el método de *Point Inverse Distance Squared* (Fig. 4.12), ya que tiene en cuenta las diferencias espaciales que existen entre los puntos ensayados. Este es el ajuste de permeabilidades llamado K2.

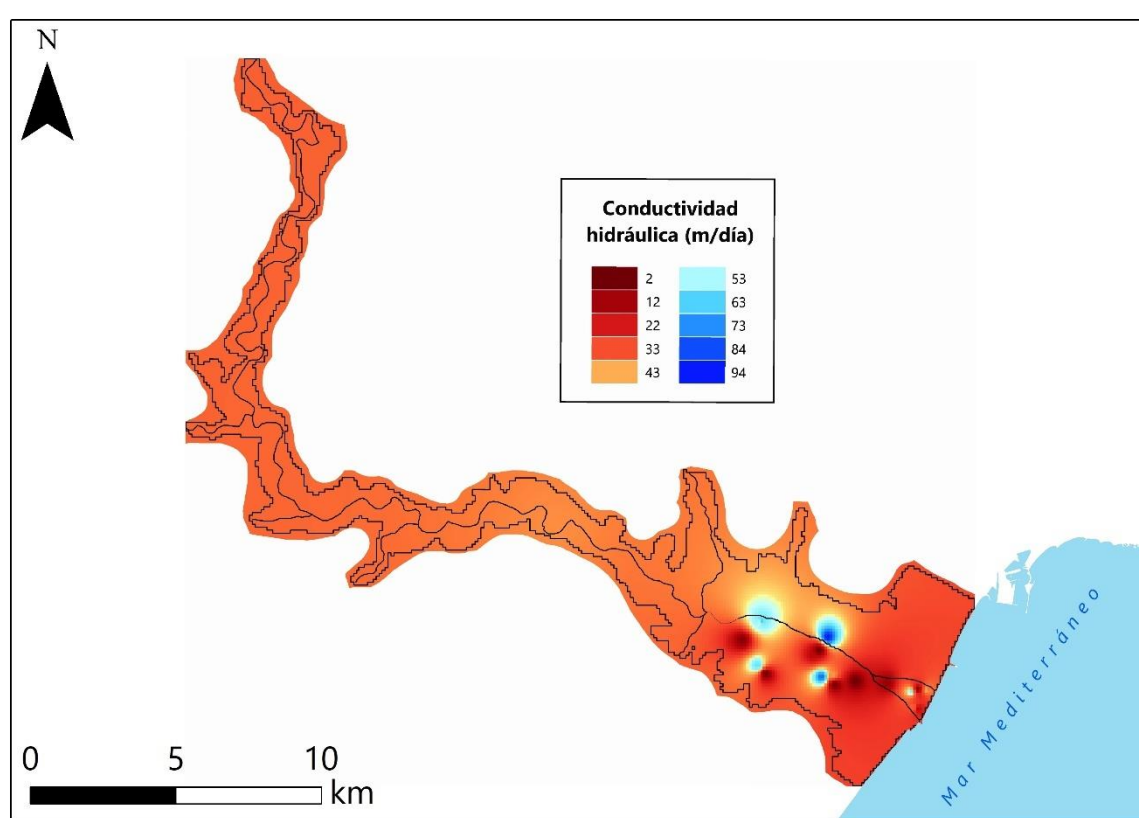


Figura 4.12. Distribución de la permeabilidad utilizada para la calibración del modelo de flujo de agua subterránea del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce, obtenida por interpolación mediante el método de *Point Inverse Distance Squared*

Finalmente, se ha considerado la distribución de litofacies predominantes en los distintos sectores del acuífero, deducida a partir de las columnas de sondeos (Fig. 3.7), asignando valores medios de permeabilidad para cada uno de ellas, según los datos reflejados en la tabla 3.10. No obstante, para mejorar el ajuste de las simulaciones, se realizaron numerosas iteraciones con diferentes valores de conductividad hidráulica, siempre teniendo en cuenta la distribución espacial de permeabilidades (mayores en la parte alta del acuífero y menores en la

desembocadura). Así, se acabaron asignando valores de conductividad hidráulica de 50 m/día a aquellas zonas con predominancia de sedimentos de tamaño de grano grueso (Fig. 4.13), mientras que donde abundan los finos se han establecido valores de 15 m/día. Excepcionalmente, y tras las diversas pruebas de calibración, se ha establecido un sector de 25 m/día de permeabilidad en la zona costera meridional del acuífero. Esta combinación de permeabilidades se establece como K3 en los siguientes apartados. A su vez, se ha calibrado la permeabilidad de forma conjunta con los valores de conductancia del río, que serán tratados más adelante.

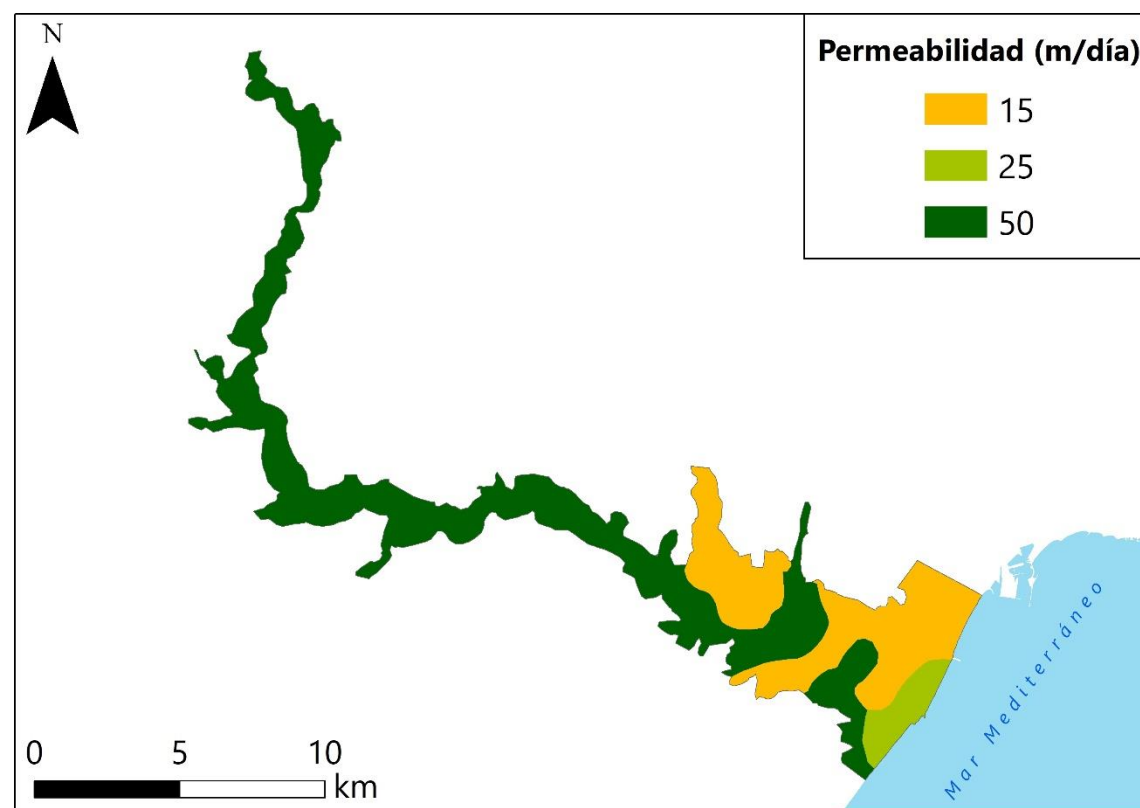


Figura 4.13. Distribución de la permeabilidad utilizada para la calibración del modelo de flujo de agua subterránea del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce, obtenida a partir del mapa de litofacies de la figura 3.7

Existe una distribución general de los valores de permeabilidad mayores en el tramo medio y alto del acuífero, mientras que son más bajos en la desembocadura, en coherencia con la dinámica sedimentaria y con el mapa de litofacies (Fig. 3.7).

4.5.2. Recarga

4.5.2.1. Recarga procedente de la precipitación

Se han realizado simulaciones del modelo para evaluar el comportamiento de los niveles piezométricos ante distintos valores de recarga, calculados mediante el balance de agua en el suelo (Thornthwaite, Hargreaves y Blaney-Cridley), para capacidades de campo o reservas útiles de 90 y 90-130 mm. Los valores de R^2 de las relaciones entre niveles observados y simulados (Tabla 4.4), muestran grandes similitudes entre ellos, por lo que se puede deducir que es poca la influencia sobre las simulaciones que tiene la metodología empleada para el cálculo de la recarga por precipitación. El método de Thornthwaite, con RU de 90 mm, se adecúa más a la realidad.

Tabla 4.4. Valores de R^2 entre niveles piezométricos observados y simulados para cada recarga modelizada

Método	cc (mm)	R^2
Thornthwaite	90	0,9898
	90-130	0,9883
Hargreaves	90	0,9889
	90-130	0,9884
Blaney-Cridley	90	0,9882
	90-130	0,9873

4.5.2.2. Recargas laterales

Se ha intentado simular el modelo matemático de flujo con la consideración de las recargas laterales al acuífero cuaternario del Guadalhorce, procedentes de los depósitos aluviales de los afluentes de mayor entidad y de la Sierra de Mijas.

Se aplicaron los paquetes *RECHARGE* y *TIME-VARIANT SPECIFIED HEAD*, integrados en *ModelMuse*, los cuales consisten en la asignación de valores de recarga en las celdas limítrofes, en el primer caso, y en el establecimiento de una cota constante del nivel piezométrico en los límites, en el segundo. No obstante, las simulaciones llevadas a cabo no conllevaban cambios en los niveles modelizados previamente, lo que sumado a los cálculos de escasas aportaciones desde la Sierra de Mijas (Andreo, 1997) y a la situación del nivel piezométrico en el acuífero carbonático en las últimas décadas permitió concluir que no deben existir flujos subterráneos (aportaciones laterales) significativos hacia el acuífero cuaternario

del Bajo Guadalhorce. El resto de aportes laterales pueden considerarse igualmente residuales, ya que tampoco influían en las cotas simuladas.

4.5.3. Ríos

En primer lugar, se han efectuado numerosas simulaciones en las que se han considerado los ríos como tales (paquete *RIVER*), es decir, elementos en los que el agua puede entrar o salir, en función de la cota piezométrica que se encuentra a su alrededor. En estas iteraciones se han aplicado diversos valores de conductancia en los diferentes tramos de los ríos existentes. A pesar de ello, las simulaciones no se aproximaban a la realidad, por lo que se decidió considerar los ríos como drenes (paquete *DRAIN*), de tal modo que los ríos siempre reciben agua del acuífero, a excepción de algunos sectores situados en el oeste del acuífero. Esto es coherente con los mapas de isopiezas, que predominantemente muestran el carácter ganador del río Guadalhorce con respecto al acuífero (Figs. 3.17 a 3.20), y con los aforos diferenciales que denotan el tramo de río perdedor (Fig. 2.24) hacia la parte centro-occidental (Fig. 2.24).

Se han ido aplicando valores de conductancia del lecho de los ríos muy reducidas y muy elevadas, hasta converger en una serie de valores que varían entre 100 y 500 m²/día, lo que ha permitido observar que este parámetro es uno de los factores principales que afectan a los niveles piezométricos en el acuífero, sobre todo en los sectores más cercanos a los cauces.

4.5.4. Resultados de la calibración

4.5.4.1. Régimen permanente

Inicialmente se ha llevado a cabo una simulación en régimen permanente del flujo de agua subterránea en el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce, para las diferentes distribuciones espaciales de conductividad hidráulica consideradas en el apartado 4.5.1, con el fin de establecer la superficie piezométrica inicial que presentaría en condiciones naturales o no influenciadas por bombeos. Las isopiezas obtenidas (Fig. 4.14) son acordes con las obtenidas a partir de las campañas de piezometría históricas (Figs. 3.17, 3.18 y 3.19).

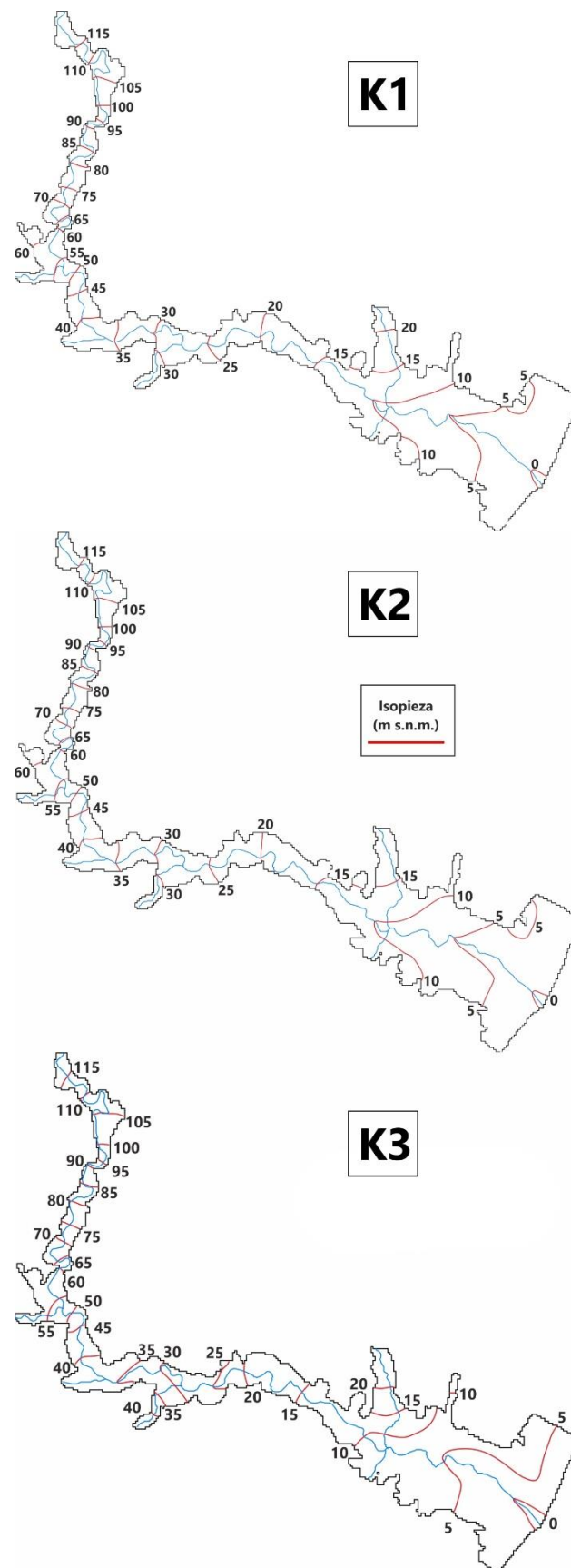


Figura 4.14. Resultado de la simulación en régimen permanente del acuífero aluvial cuaternario del Bajo Guadalhorce para las tres distribuciones espaciales de conductividad hidráulica descritas en el apartado 4.5.1

Aunque los ríos se han establecido como drenes y en teoría todos los flujos subterráneos deberían converger en ellos (río ganador con respecto al acuífero), es posible observar que en la parte septentrional del acuífero las isopiezas son perpendiculares al cauce (no habría pérdida ni ganancia entre río y acuífero), en coherencia con lo que se observa, por ejemplo, en el mapa de isopiezas de la figura 3.19. En algunas zonas del sector occidental del acuífero, como aquella ubicada entre las isopiezas 40 m s.n.m. y 50 m s.n.m., en el sector septentrional y en los aluviales de varios afluentes del río Guadalhorce las isopiezas reflejan que los ríos estarían cediendo agua al acuífero. La primera zona comentada coincide espacialmente con la que se identificó como un tramo de río perdedor tras la representación de los mapas de isopiezas del apartado 3.3.2.

4.5.4.2. Régimen transitorio

La modelización en régimen transitorio, al contrario de lo que ocurre en régimen permanente, tiene en cuenta la evolución temporal de los distintos parámetros considerados, así como los bombeos.

Los resultados obtenidos para las tres configuraciones de conductividades hidráulicas consideradas se observan en las figuras 4.15 a 4.20, en las que se han representado tanto los datos observados como los simulados para cada uno de los puntos de calibración reflejados en la figura 4.11. Se puede apreciar que existen puntos en los que la simulación se asemeja más a la realidad para las tres distribuciones de K, sobre todo en lo que respecta a las variaciones de niveles que fueron debidas a abundantes precipitaciones (1989, 1996, 2010), mientras que en otros las diferencias son mayores, de forma puntual, como aquellos ubicados en las zonas más septentrionales del acuífero. Tanto es así, que en puntos como P-52 o P-54 los niveles simulados se ubican hasta 15 metros por debajo de los observados.

Por otra parte, algunos puntos presentan una cota simulada que difiere ligeramente de la observada, como pueden ser la pareja de puntos 1644-7-0018/P-55, cuyos niveles simulados se encuentran, casi siempre, por debajo de los observados. Este hecho se podría haber corregido mediante una disminución del valor de permeabilidad en este sector, aguas debajo de la confluencia con el río Fahala, lo cual sería contradictorio con los ensayos de bombeo efectuados aquí

(véase apartado 3.6), así como con la propia naturaleza de los sedimentos aluviales (Figs. 3.7 y 4.13).

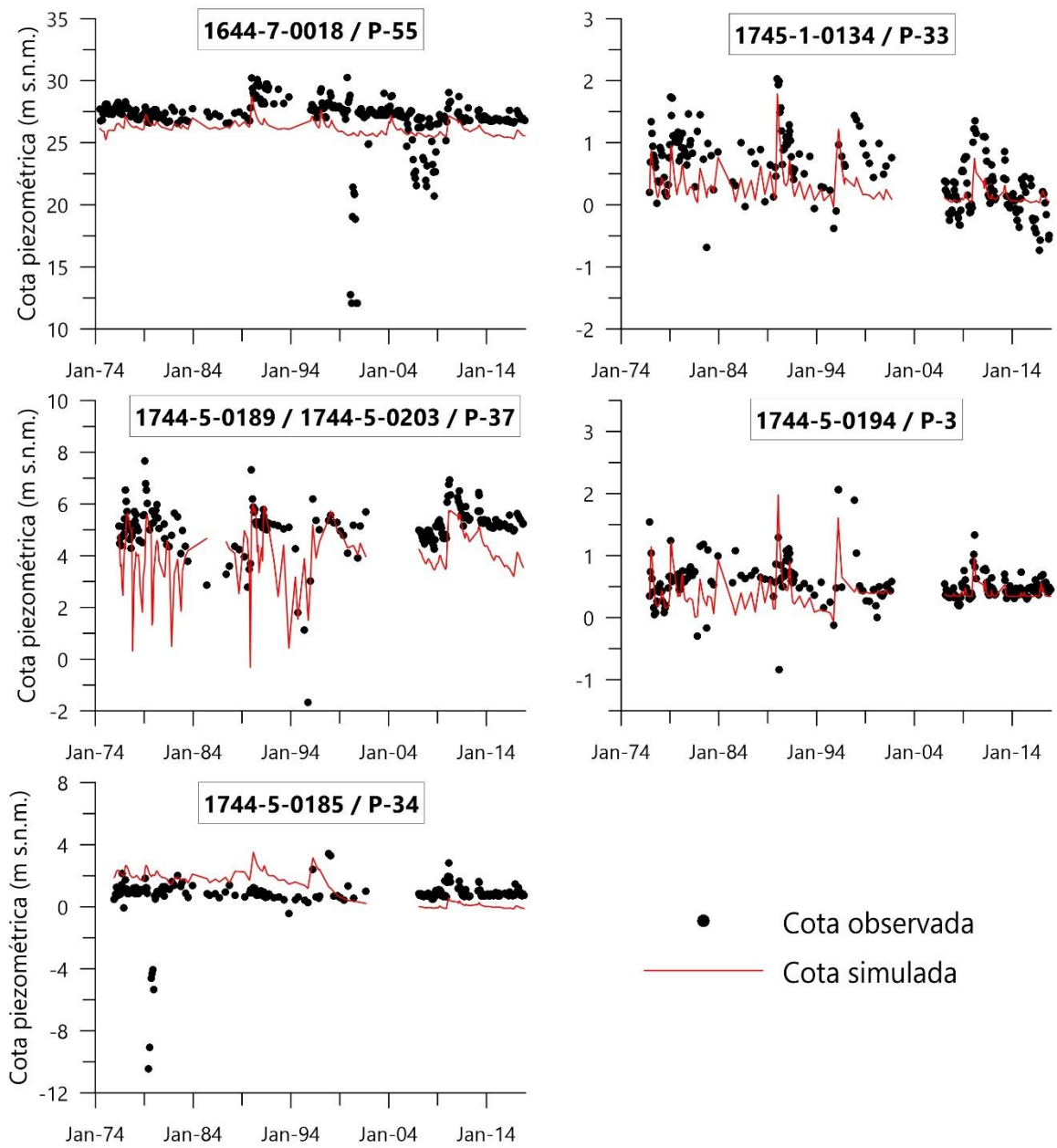


Figura 4.15. Resultados de la calibración del modelo en régimen transitorio del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para la configuración de permeabilidades K_1 (1)

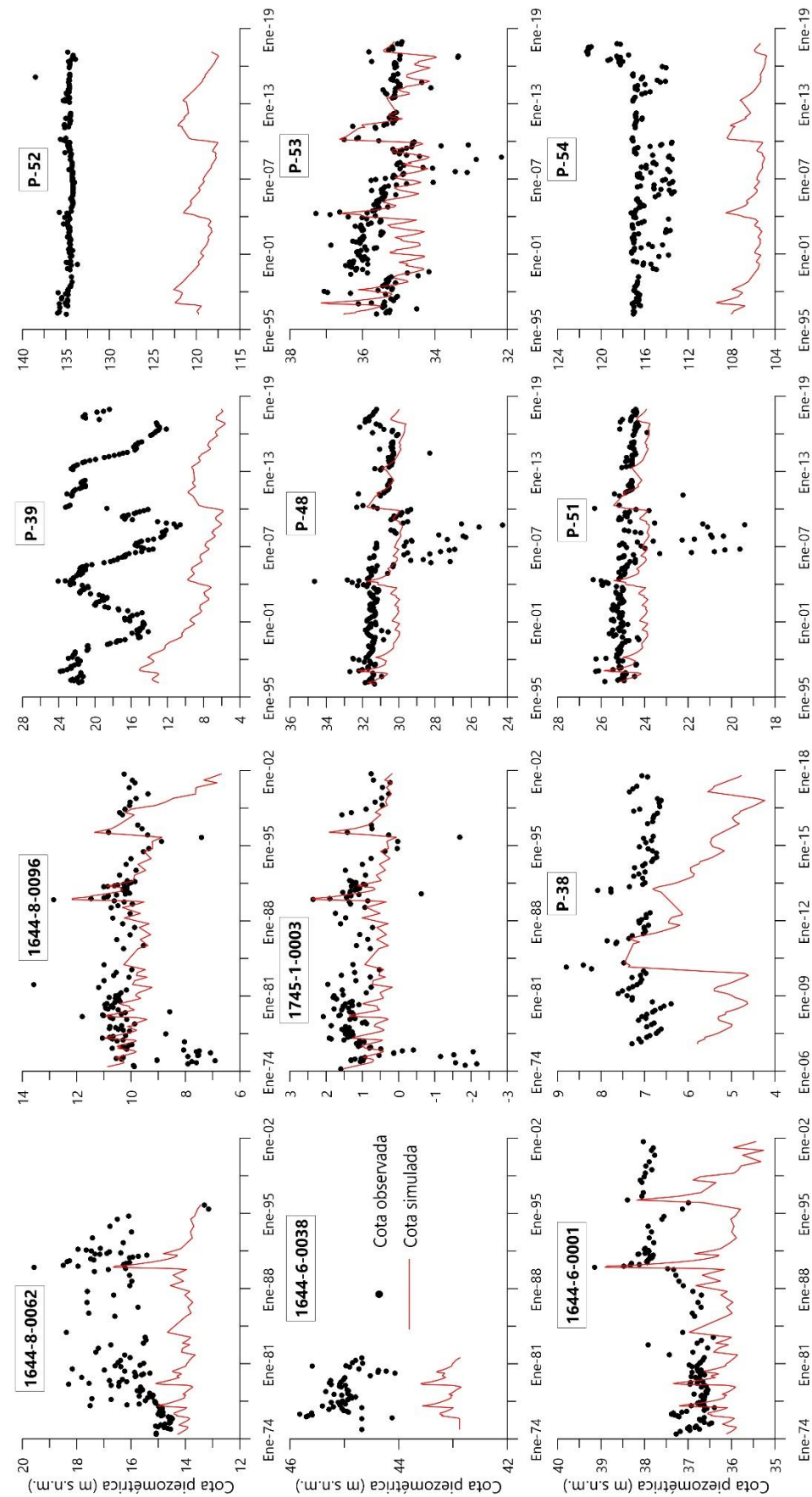


Figura 4.16. Resultados de la calibración del modelo en régimen transitorio del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para la configuración de permeabilidades K_1 (2)

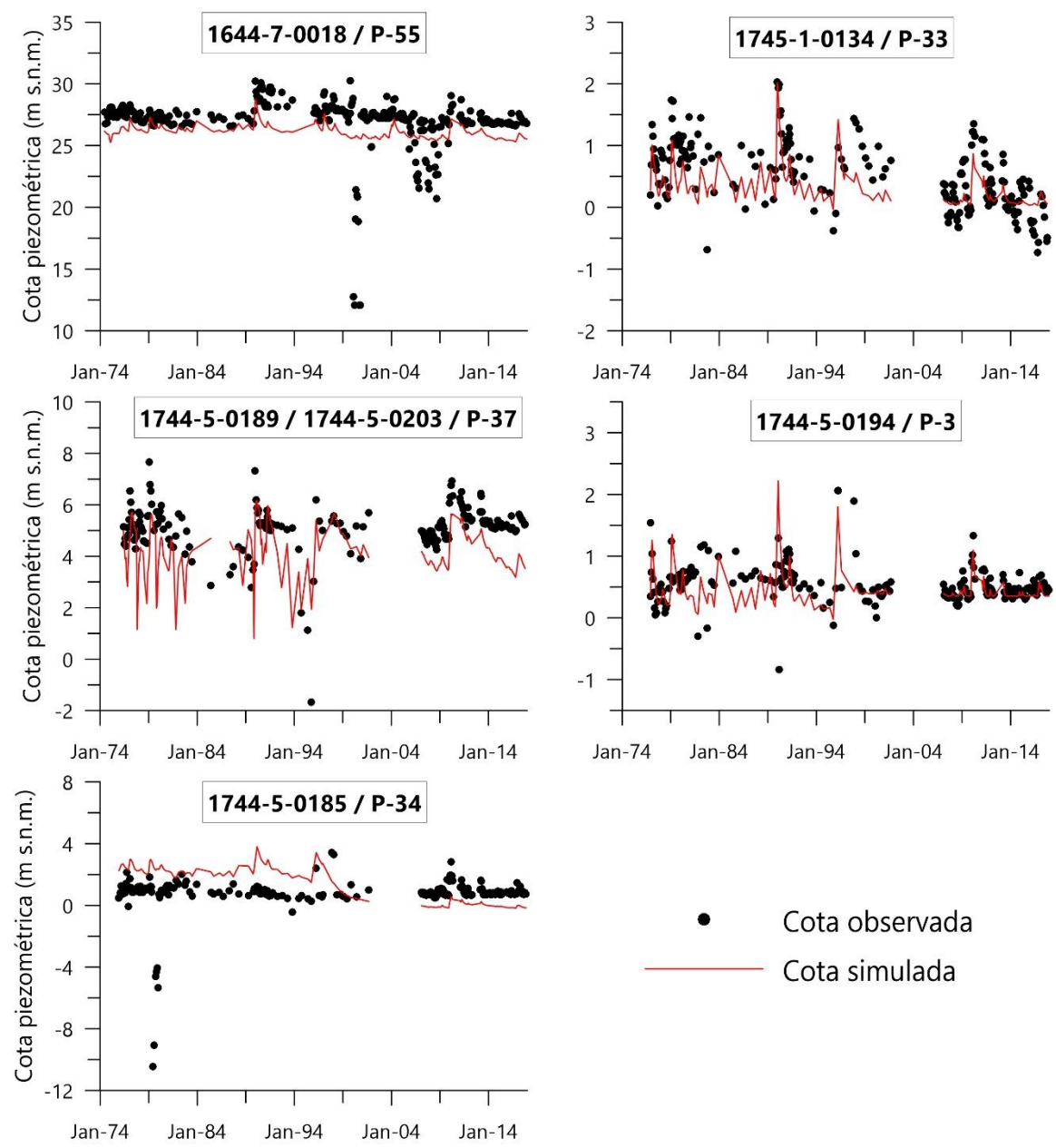


Figura 4.17. Resultados de la calibración del modelo en régimen transitorio del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para la configuración de permeabilidades K2 (1)

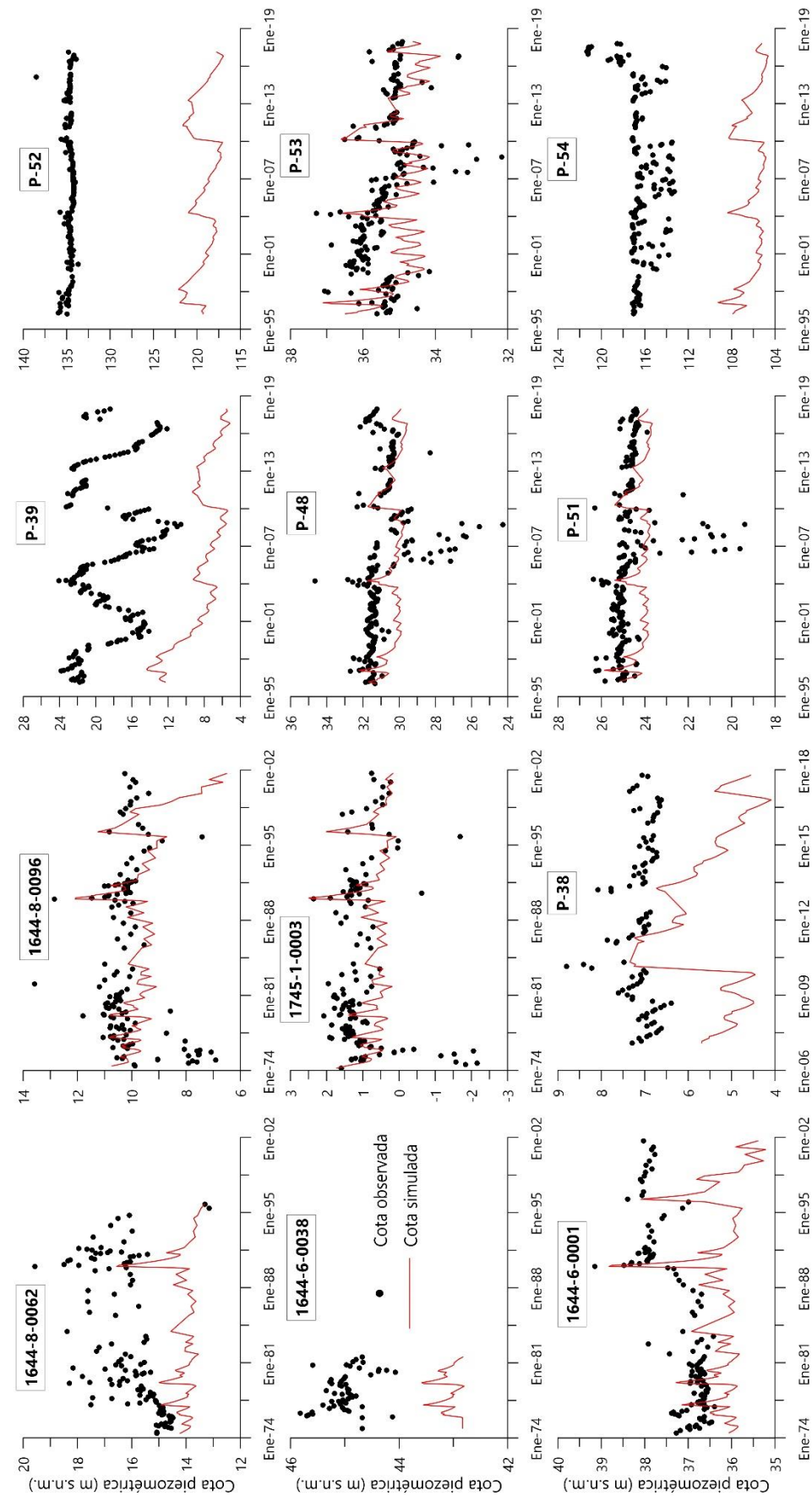


Figura 4.18. Resultados de la calibración del modelo en régimen transitorio del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para la configuración de permeabilidades K2 (2)

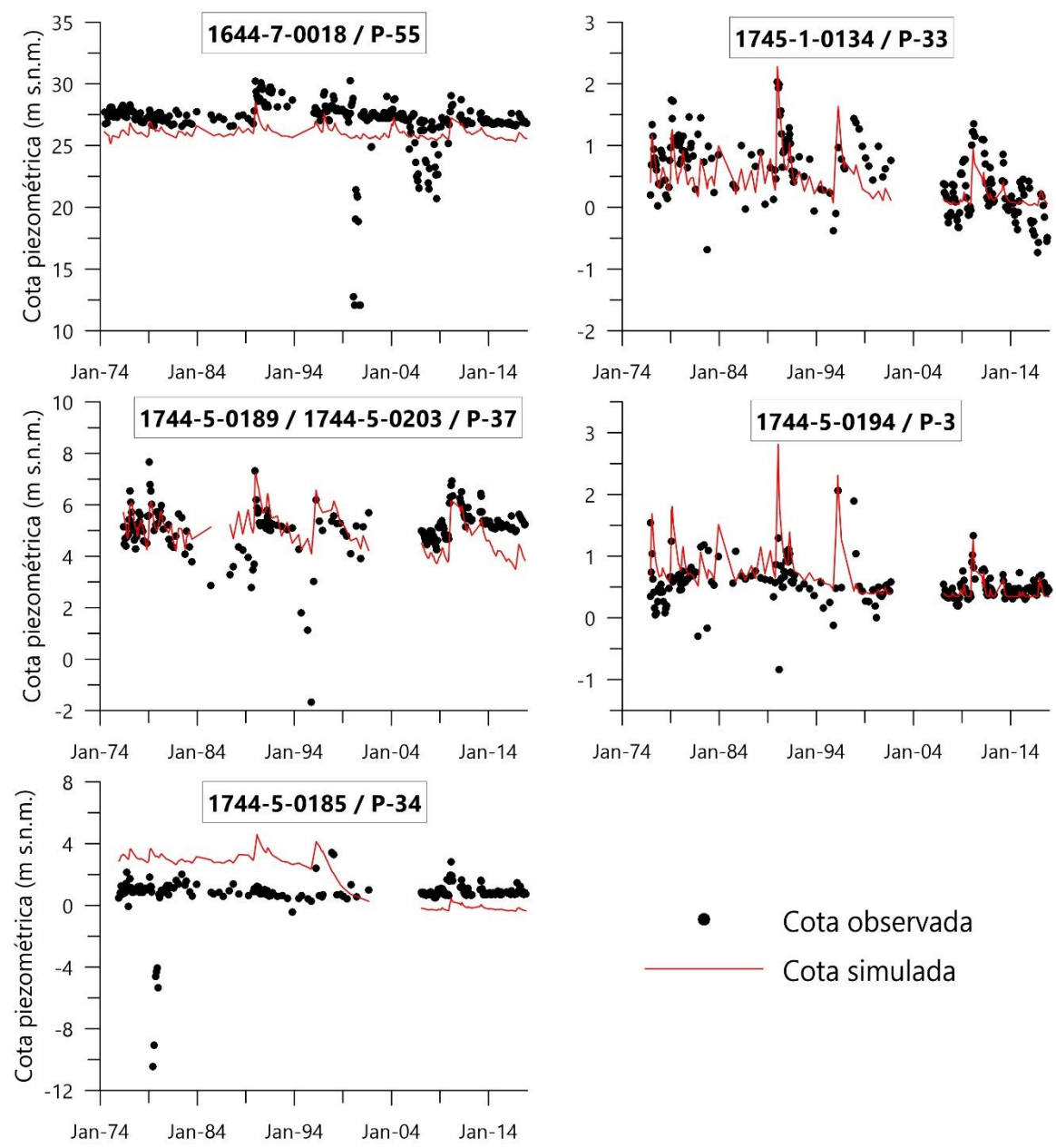


Figura 4.19. Resultados de la calibración del modelo en régimen transitorio del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para la configuración de permeabilidades $K_3(1)$

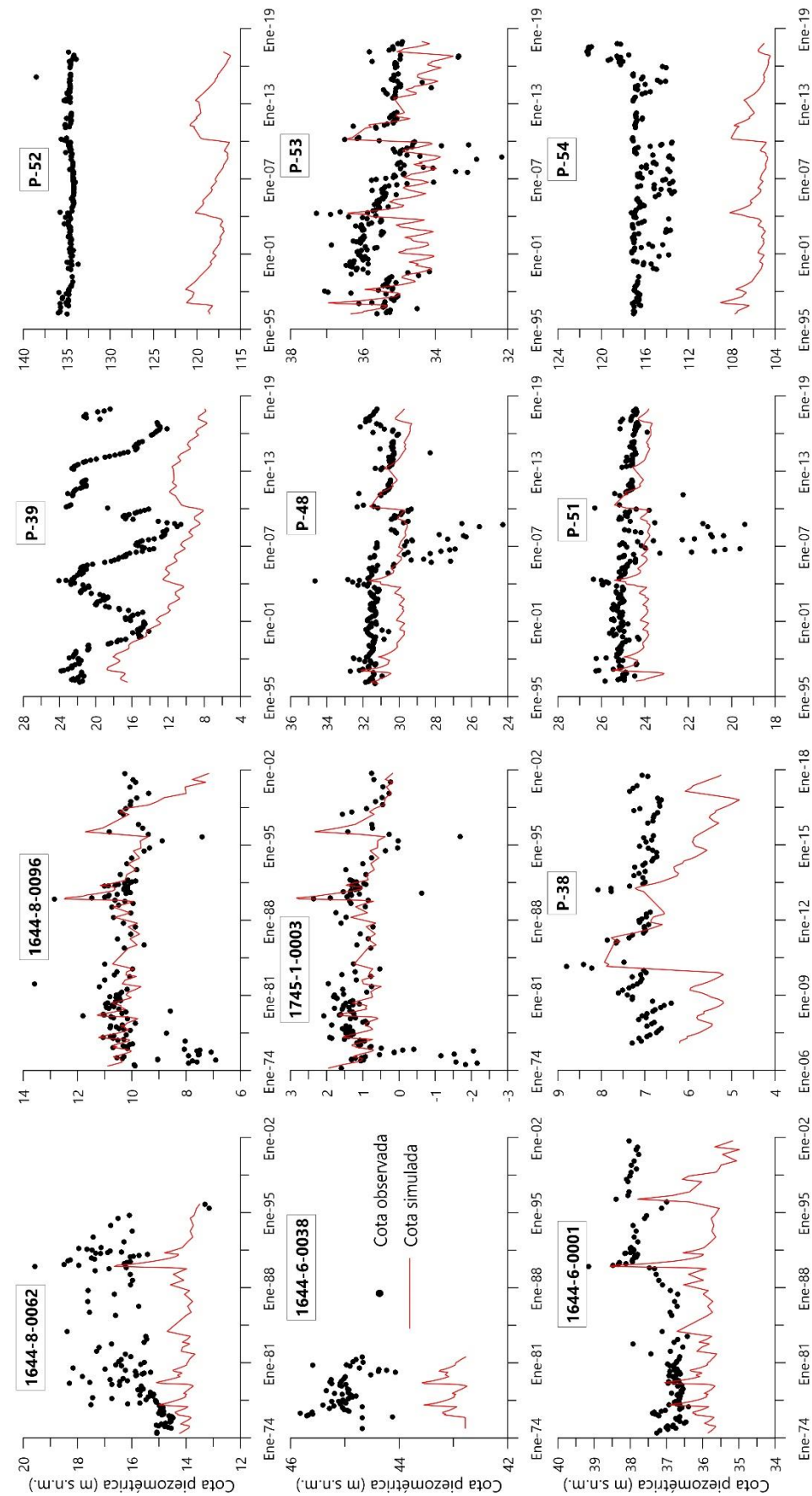


Figura 4.20. Resultados de la calibración del modelo en régimen transitorio del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para la configuración de permeabilidades K3 (2)

Excepto en algunos casos en los que son más evidentes, las figuras 4.15 a 4.20 no permiten apreciar claramente las diferencias existentes entre los niveles modelizados para los ajustes con K1, K2 y K3, ya que hay bastantes similitudes entre ellos. Para contrastar la validez de la modelización se ha calculado el coeficiente de Pearson (R^2) y el error cuadrático medio para los conjuntos de datos simulados y observados de cada configuración de permeabilidades (Fig. 4.21). Estos parámetros estadísticos resultan también considerablemente similares entre sí, con valores R^2 que varían entre 0,9878 (K2) y 0,9907 (K3) y errores cuadráticos medios de entre 3,97 m (K3) y 4,21 m (K2).

La similitud entre los valores del coeficiente de Pearson (R^2) y el error cuadrático medio es tal que resulta complicado discriminar la configuración de conductividades hidráulicas más correcta. No obstante, la mayor coherencia hidrogeológica que tiene la interpolación de permeabilidades (K2), obtenidas mediante ensayos de diverso tipo, la hace la más apropiada para elegir los valores simulados con este ajuste.

Las diversas pasadas del modelo que se han llevado a cabo en el marco de la presente investigación han puesto de manifiesto que la conductividad hidráulica del medio y la conductancia del lecho de los cauces son las condiciones de contorno que más influyen a la hora de simular las cotas del agua subterránea del acuífero aluvial del Bajo Guadalhorce. No obstante, la configuración de permeabilidades K2 permite obtener valores de R^2 y error cuadrático medio (0,9878 y 4,21 m, respectivamente) similares, aunque ligeramente menos ajustados, a los obtenidos con las otras opciones de permeabilidad. Finalmente ha sido la opción considerada para la simulación porque la malla de permeabilidades en el modelo responde a una distribución basada en datos reales de parámetros hidráulicos

4. 5. Desarrollo y calibración del modelo

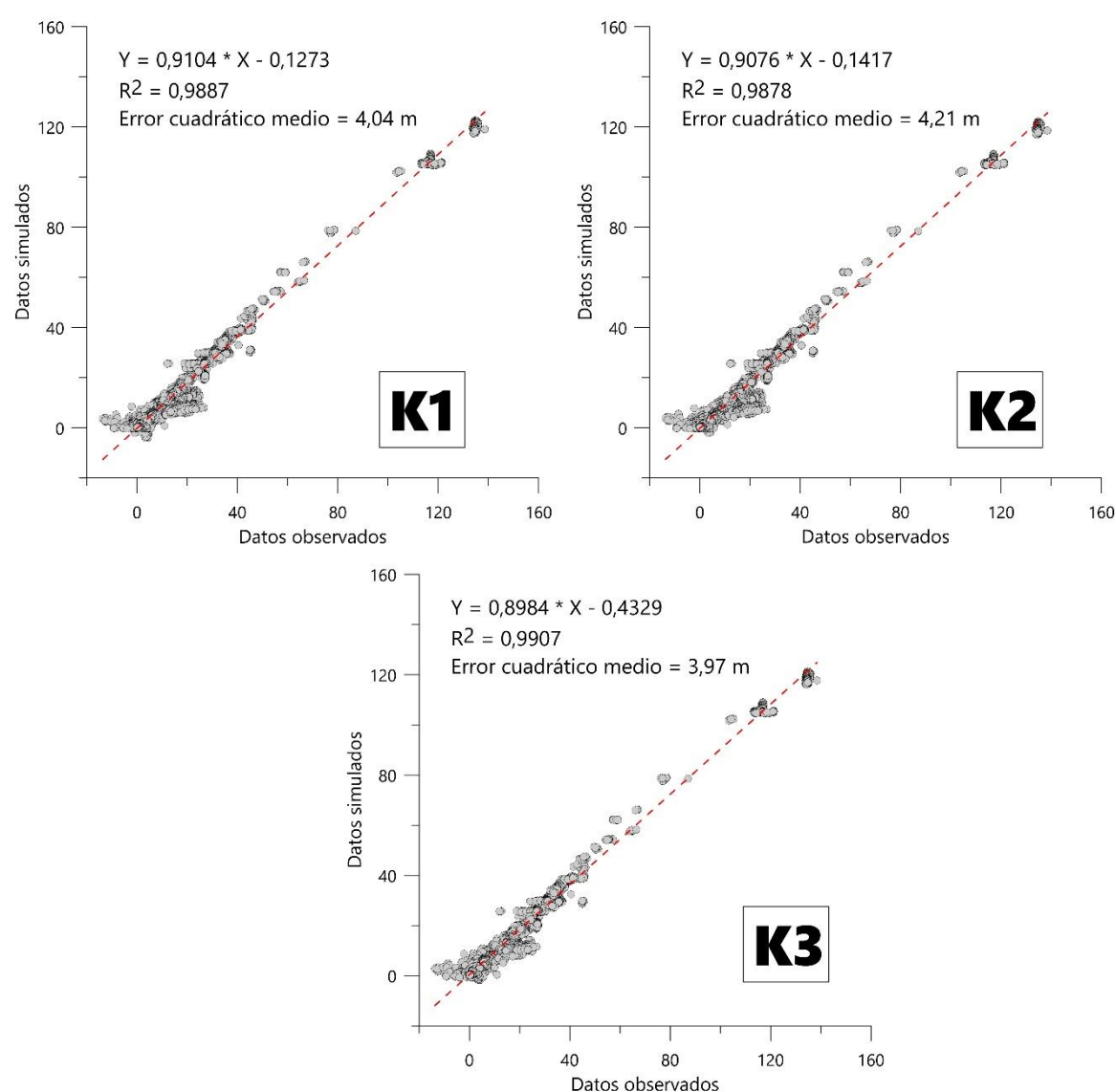


Figura 4.21. Datos observados frente a simulados en la modelización del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para las tres configuraciones de permeabilidades consideradas

4.6. BALANCE HIDROGEOLÓGICO

4.6.1. Antecedentes de balance hidrogeológico del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce

En el marco de algunos estudios previos (IGME, 1983; ITGE, 1996; Intecsa-Inima, 2003; INECO, 2007) se han realizado balances hidrogeológicos en los acuíferos del Bajo Guadalhorce, pero se encontraron con la dificultad que supone la ausencia de la infraestructura adecuada -estaciones de aforo y redes de control- para estimar con precisión las componentes del balance. Otra dificultad añadida ha sido siempre la cuantificación de los bombeos, ya que gran parte de los que se llevan a cabo en los acuíferos no están controlados.



Para un primer esbozo del balance hidrogeológico de los acuíferos se han utilizado los datos obtenidos por el ITGE (1996), ya que es el estudio más completo realizado hasta la fecha, pero es necesario comentar que estos datos hacen referencia a un periodo húmedo, correspondiente a los años hidrológicos 1989/90 y 1990/91. En dichos años la pluviometría fue notable -695 mm de media-, con unas precipitaciones de 1.003 mm en el año hidrológico 1989/90 y de 386 mm en el año 1990/91. En el estudio del ITGE (1996) se estimó una recarga total al sistema de aproximadamente 57 hm³/año, repartidos de la forma que se indica en la tabla 4.5.

Tabla 4.5. Componentes de la recarga del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para los años hidrológicos 1989/90 y 1990/91 (ITGE, 1996)

Componente de la recarga	Caudal medio (hm ³ /año)
Infiltración de lluvia útil	23,7
Retorno de riegos	16,5
Recarga lateral	16,65
Total	56,85

Los valores de recarga lateral hacen referencia a los caudales de agua subterránea entrantes al acuífero cuaternario desde los materiales acuíferos que bordean el Bajo Guadalhorce. Las aportaciones de mayor importancia hidrogeológica serían los procedentes de la Sierra de Mijas, siempre según el ITGE (1996). El IGME (1983) calculó que las entradas procedentes de dicha sierra, considerada de forma conjunta con Sierra Blanca, en de 14 hm³/año. No obstante, Andreo (1997) indicó que la recarga que pudiera producirse hacia el Bajo Guadalhorce debe de ser muy limitada, dados los reducidos valores de permeabilidad de los materiales pliocuaternarios que bordean los mármoles de Sierra de Mijas. A este hecho hay que sumar el estado de sobreexplotación en el que se encuentra dicho acuífero durante las últimas décadas, cuyos niveles piezométricos se encuentran a decenas de metros bajo el nivel del mar (Martín Arias *et al.*, 2020), lo que hace difícil que exista flujo hacia los materiales detríticos del Bajo Guadalhorce.

Las salidas del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce son, principalmente, las extracciones por bombeo y el flujo de agua hacia el mar y hacia

el río, que es ganador en gran parte de su recorrido, sobre todo en los tramos bajo y medio (más cercanos a la desembocadura). En la tabla 4.6 se reflejan los caudales correspondientes a estas componentes, según el ITGE (1996).

Tabla 4.6. Componentes de la descarga del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para los años hidrológicos 1989/90 y 1990/91 (ITGE, 1996)

Componente de la descarga	Caudal medio (hm ³ /año)
Extracciones por bombeo	21,70
Salidas hacia el río	22,91
Salidas hacia el mar	5,79
Total	50,40

Del volumen bombeado, se estimó que 21,7 hm³/año se extraían desde el acuífero aluvial y 3,84 hm³/año desde el superior plioceno. En un estudio del mismo periodo (GHUMA-EMASA, 1996) se obtuvieron algunos datos de bombeos de especial interés en el sector costero del Bajo Guadalhorce, como son: 0,8 hm³/año de la fábrica de cervezas San Miguel, 0,15 hm³/año de la fábrica de Coca-Cola y 0,25 hm³/año extraídos por el aeropuerto para mantener el nivel freático por debajo de las estructuras subterráneas que posee.

No obstante, los intensos cambios en el uso del suelo que ha sufrido el área del acuífero, sobre todo en el sector de la desembocadura, hacen necesaria una actualización de este balance.

4.6.2. Tentativa de balance hidrogeológico a partir de los datos obtenidos de la modelización

Mediante el paquete informático *ZONEBUDGET* de *ModelMuse* (Harbaugh, 1990) se ha llevado a cabo el balance hidrogeológico del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce, con las condiciones de contorno que se han tenido en cuenta durante la elaboración del modelo. Esto ha permitido obtener la tabla 4.7.

Las entradas (Tabla 4.7 y Fig. 4.22) corresponden a la recarga procedente de las precipitaciones y de los retornos de riego, con un valor medio de 26,74 hm³/año entre ambos componentes. Se observa una disminución generalizada de la recarga desde 1997, lo que podría explicarse por la eliminación de la práctica totalidad de

los cultivos de caña de azúcar, que constituían uno de los principales elementos de entrada de agua al acuífero por retorno de regadíos $-13,06 \text{ hm}^3/\text{año}$ de recarga- (Tabla 4.2). De mucha menor cuantía ($0,73 \text{ hm}^3/\text{año}$), existen entradas constituidas por el potencial fijo que suponen tanto el mar Mediterráneo como los brazos del río Guadalhorce -entre 1997 y 2017-. Esto es así debido a que, en ocasiones, se han podido dar ligeras situaciones de intrusión marina, asociadas a cotas piezométricas menores de 0 m s.n.m.

Tabla 4.7. Resultados anuales modelizados del balance hidrogeológico del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce. Datos en $\text{hm}^3/\text{año}$. PF = potencial fijo; Ra = recarga; A = almacenamiento, B = bombeos; R = ríos

	Entradas					Salidas				
	PF	Ra	A	Total		PF	B	R	A	Total
1974	0,22	24,03	17,85	42,10	1974	3,07	18,30	19,75	1,83	42,10
1975	0,25	30,60	10,74	41,58	1975	2,18	17,25	14,95	7,20	41,58
1976	0,22	43,50	13,38	53,34	1976	2,50	17,01	17,67	16,15	53,34
1977	0,23	32,06	14,10	46,40	1977	2,41	17,25	19,17	7,57	46,40
1978	0,27	28,69	8,61	37,56	1978	1,80	16,99	13,08	5,69	37,56
1979	0,21	45,25	15,06	58,84	1979	2,72	17,25	21,17	17,70	58,84
1980	0,24	32,36	11,90	43,59	1980	2,17	17,01	16,51	7,91	43,59
1981	0,29	24,47	8,60	33,36	1981	1,50	17,25	11,40	3,21	33,36
1982	0,24	38,15	11,42	47,52	1982	2,10	16,99	14,88	13,55	47,52
1983	0,26	37,79	9,69	47,36	1983	1,84	17,25	13,44	14,83	47,36
1984	0,22	36,94	14,91	49,73	1984	2,53	17,01	19,47	10,71	49,73
1985	0,28	24,53	9,99	34,80	1985	1,64	17,25	12,89	3,02	34,80
1986	0,27	30,91	7,07	38,25	1986	1,74	16,99	12,15	7,38	38,25
1987	0,25	38,27	10,41	46,82	1987	1,89	17,25	13,83	13,86	46,82
1988	0,23	35,50	15,51	46,46	1988	2,34	17,01	17,67	9,43	46,46
1989	4,63	76,76	9,81	86,77	1989	3,10	17,25	24,36	42,07	86,77
1990	0,19	25,74	26,12	52,05	1990	3,47	16,99	30,07	1,52	52,05
1991	0,23	33,97	14,97	47,58	1991	2,37	17,25	19,06	8,90	47,58
1992	0,28	24,46	8,88	33,62	1992	1,72	17,01	12,72	2,17	33,62
1993	0,28	30,13	7,35	37,76	1993	1,59	17,25	11,42	7,50	37,76
1994	0,28	25,33	9,35	33,65	1994	1,57	16,99	11,21	3,88	33,65
1995	0,29	36,62	6,86	43,41	1995	1,43	17,25	9,80	14,93	43,41
1996	0,15	78,05	16,41	94,62	1996	4,21	17,01	33,63	39,76	94,62
1997	0,50	28,94	28,01	57,45	1997	4,50	8,00	31,91	12,98	57,45
1998	0,71	14,75	18,87	34,33	1998	2,03	7,79	18,66	7,65	34,33
1999	0,90	7,58	10,90	19,38	1999	1,03	7,52	9,29	1,54	19,38
2000	0,98	14,30	8,59	23,87	2000	1,03	7,49	7,38	7,96	23,87
2001	1,05	9,91	8,13	19,09	2001	0,89	7,31	7,35	3,52	19,09
2002	1,09	12,07	7,26	20,43	2002	0,86	7,31	6,36	6,38	20,43
2003	1,02	33,21	9,49	40,71	2003	1,61	7,31	10,06	23,60	40,71
2004	0,97	23,90	18,70	41,73	2004	1,89	7,31	19,76	16,69	41,73

4. 6. Balance hidrogeológico

Tabla 4.7. Continuación

	Entradas					Salidas				
	PF	Ra	A	Total		PF	B	R	A	Total
2005	1,11	9,10	10,47	20,68	2005	0,84	7,31	9,69	3,19	20,68
2006	1,12	13,24	10,90	22,34	2006	0,89	7,31	7,38	6,74	22,34
2007	1,19	7,99	7,75	16,94	2007	0,69	7,31	6,04	4,03	16,94
2008	1,22	9,04	5,72	15,98	2008	0,69	7,31	4,98	4,92	15,98
2009	1,16	21,83	8,30	30,28	2009	1,12	7,31	6,78	15,35	30,28
2010	0,95	49,52	16,41	63,90	2010	2,75	7,31	22,22	36,02	63,90
2011	1,01	16,86	15,40	33,27	2011	1,52	7,31	17,77	10,60	33,27
2012	1,07	19,79	10,13	30,23	2012	1,20	7,31	10,77	17,16	30,23
2013	1,08	12,53	12,46	26,07	2013	1,12	7,31	12,50	10,97	26,07
2014	1,20	6,65	8,66	16,51	2014	0,63	7,31	6,29	7,33	16,51
2015	1,23	6,67	7,25	15,16	2015	0,62	7,31	5,10	3,38	15,16
2016	1,23	15,25	8,68	22,48	2016	0,80	7,25	4,56	12,19	22,48
2017	1,19	9,18	9,98	18,76	2017	0,88	7,10	6,82	6,71	18,76
MEDIA	0,73	26,74	11,84	38,33	MEDIA	1,81	12,50	14,14	10,90	38,34

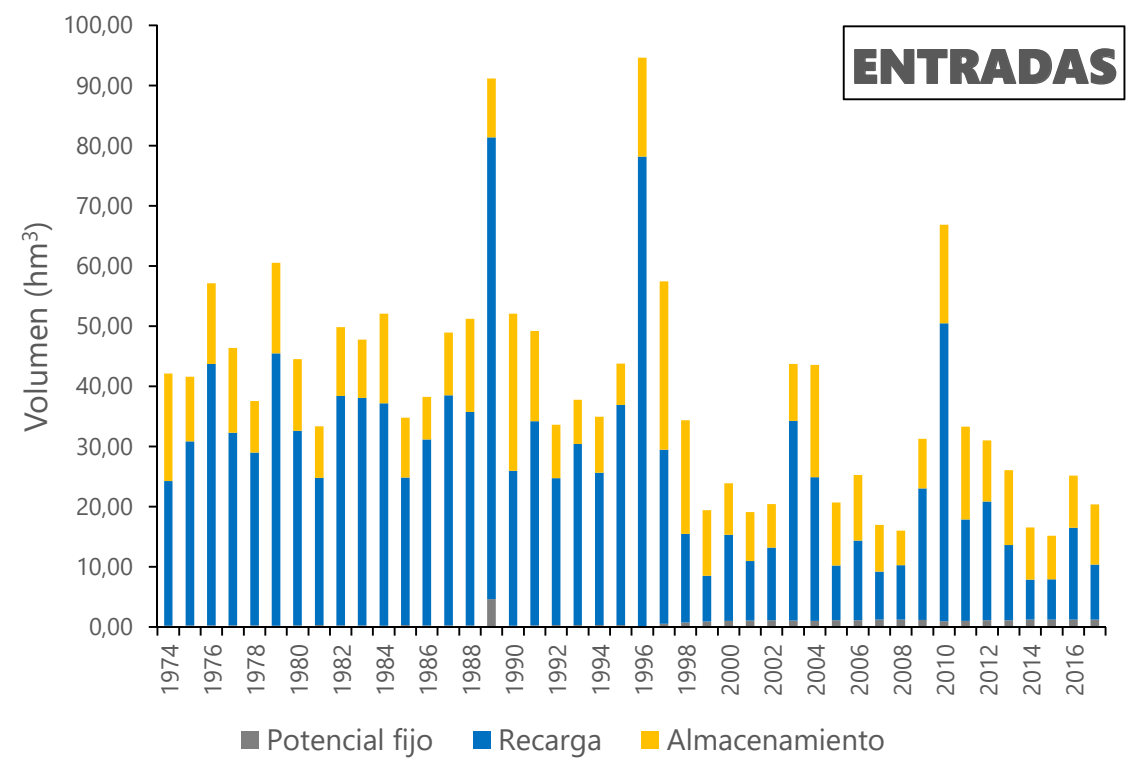


Figura 4.22. Volumen anual de entradas simuladas al acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce

Las salidas (Tabla 4.7 y Fig. 4.23) corresponden principalmente a los bombeos y a descargas al río Guadalhorce, con valores medios de 12,50 y 14,14 hm³/año, respectivamente. En menor medida, también existen salidas al mar Mediterráneo y a los brazos del río Guadalhorce en la desembocadura, con un valor de 1,81 hm³/año. Cabe destacar el descenso en los caudales anuales de agua



bombeada y drenada hacia los ríos a partir de 1997, que se debe al cese de gran parte de las extracciones en el sector costero y a la mencionada disminución (cese) de la recarga procedente del retorno de riego de la caña de azúcar, respectivamente.

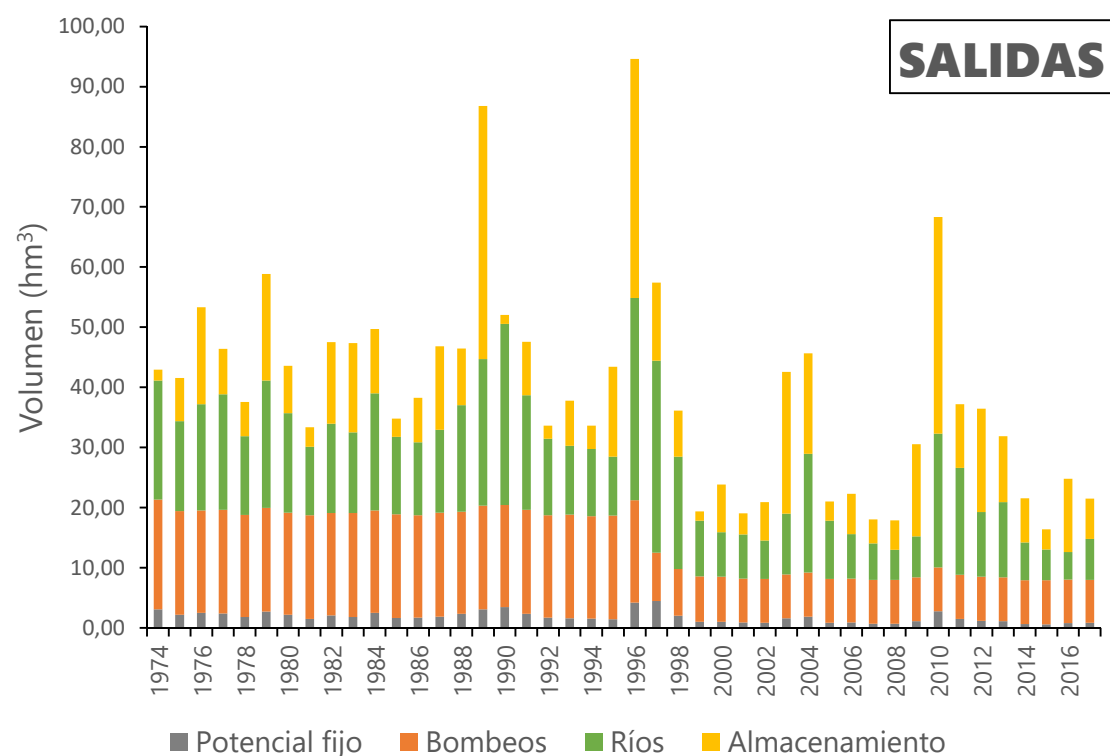


Figura 4.23. Volumen anual de salidas simuladas del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce

Las variaciones de almacenamiento corresponden a los cambios de volumen necesarios para cuadrar las diferencias entre las entradas y las salidas, que se pueden ver de forma sintetizada en la tabla 4.8.

La tabla 4.9 pone de manifiesto la diferencia entre los valores obtenidos por el estudio llevado a cabo por el ITGE (1996) y los valores simulados en la presente modelización. Han de tenerse en consideración, para una comparación más directa, los valores medios de la simulación llevada a cabo entre los años 1974 y 1996, ya que son previos a los intensos cambios en el uso del suelo del Bajo Guadalhorce y a la consecuente disminución de los bombeos.

4. 6. Balance hidrogeológico

Tabla 4.8. Diferencias anuales entre entradas y salidas (variación de almacenamiento, ΔV)

	Entradas	Salidas	E-S		Entradas	Salidas	E-S
1974	24,25	41,12	-16,87	1997	29,44	44,41	-14,98
1975	30,84	34,39	-3,54	1998	15,46	28,48	-13,02
1976	43,72	37,18	6,54	1999	8,48	17,83	-9,36
1977	32,29	38,83	-6,54	2000	15,28	15,90	-0,62
1978	28,96	31,87	-2,92	2001	10,96	15,56	-4,60
1979	45,46	41,14	4,32	2002	13,16	14,53	-1,36
1980	32,61	35,68	-3,08	2003	34,23	18,98	15,25
1981	24,76	30,14	-5,39	2004	24,87	28,96	-4,09
1982	38,40	33,97	4,42	2005	10,21	17,85	-7,64
1983	38,05	32,53	5,52	2006	14,36	15,58	-1,22
1984	37,16	39,01	-1,85	2007	9,18	14,04	-4,85
1985	24,81	31,78	-6,96	2008	10,26	12,98	-2,72
1986	31,18	30,87	0,31	2009	23,00	15,21	7,78
1987	38,52	32,96	5,56	2010	50,48	32,28	18,20
1988	35,73	37,02	-1,30	2011	17,87	26,61	-8,74
1989	81,39	44,70	36,69	2012	20,86	19,29	1,57
1990	25,93	50,53	-24,60	2013	13,61	20,93	-7,32
1991	34,20	38,68	-4,47	2014	7,85	14,23	-6,37
1992	24,74	31,45	-6,71	2015	7,90	13,03	-5,12
1993	30,41	30,26	0,15	2016	16,48	12,62	3,86
1994	25,61	29,77	-4,16	2017	10,38	14,79	-4,42
1995	36,92	28,48	8,44	MEDIA	27,47	28,44	-0,97
1996	78,21	54,86	23,35				

Tabla 4.9. Comparación del balance hidrogeológico previo (ITGE, 1996) con el que se ha llevado a cabo en la presente tesis doctoral en el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce

		Caudal medio (hm³/año)		
		ITGE (1996)	Modelo actual	
			1974-1996	1997-2017
Entradas	Infiltración de lluvia útil	23,7	20,68	13,68
	Retorno de riegos	16,5	15,59	2,62
	Recarga lateral	16,65	0	0
	Entradas desde el mar	0	0,44	1,05
	Total	56,85	36,71	17,35
Salidas	Extracciones por bombeo	21,70	17,17	7,37
	Salidas hacia el río	22,91	16,97	11,03
	Salidas hacia el mar	5,79	2,26	1,31
	Total	50,40	36,40	19,71

Los valores de recarga modelizados para el periodo 1974-1996 son inferiores a los calculados por ITGE (1996). Esto se debe a que no se ha tenido en cuenta que



exista recarga lateral procedente de los materiales adyacentes al acuífero. Además, los bombeos que se han considerado son menores que los estipulados previamente, ya que en ITGE (1996) no se indican las coordenadas de muchos de los pozos de bombeo cuyos volúmenes fueron estimados.

Los datos correspondientes al periodo 1997-2017 muestran diferencias en los volúmenes de agua al balance del acuífero cuaternario. La recarga media procedente de las precipitaciones se ha reducido en 7 hm³/año con respecto a la modelizada para el periodo anterior, algo que se explica por la menor superficie permeable tenida en cuenta en el presente modelo, así como por el ligero aumento de áreas impermeables en el periodo 1997-2017. Las salidas hacia los ríos se han reducido considerablemente en el nuevo modelo, y más aún en el segundo periodo simulado, con un volumen hasta 11 hm³/año inferior al de ITGE (1996). Esto se debe a una menor disponibilidad de agua recargada por retorno de riegos en el sector de la desembocadura del río Guadalhorce, por el cese de los cultivos de caña de azúcar, y a los cambios en los usos del suelo, que supusieron una notable reducción de las extracciones de agua subterránea.

Por tanto, se puede resumir que en el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce fluyen actualmente, de forma subterránea, entre 15 y 20 hm³/año. Así, el nuevo modelo conceptual de funcionamiento hidrogeológico del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce, deducido a partir del modelo de flujo, se representa en la figura 4.24.

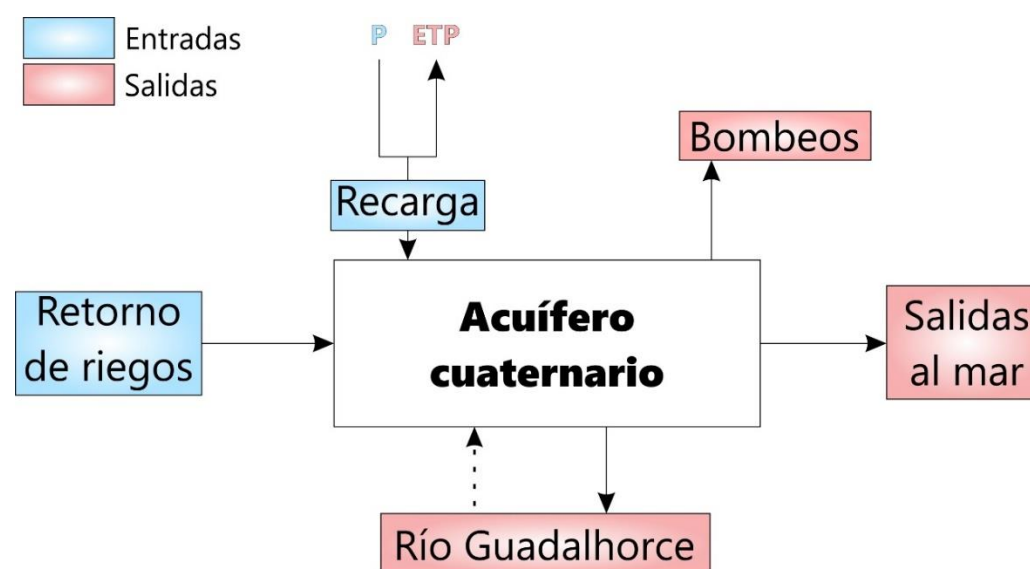


Figura 4.24. Modelo conceptual modificado del funcionamiento hidrogeológico del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce. La línea de puntos representa un flujo muy reducido





CAPÍTULO 5

HIDROGEOLOGÍA DE LOS HUMEDALES DE LA DESEMBOCADURA DEL GUADALHORCE

Antecedentes y características generales de los humedales

Caracterización hidrodinámica e hidroquímica

- Caracterización temporal
- Evolución de tendencias

Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas metodologías

- Análisis de registros horarios
- Análisis de series temporales
- Relaciones hidroquímicas e isotópicas
- Estudio mediante análisis multivariante
- Balance hídrico de los humedales
- Síntesis del funcionamiento hidrogeológico de los humedales

Impacto del encauzamiento del río Guadalhorce sobre las aguas subterráneas y los humedales asociados

- Cambios en el uso del suelo
- Impactos sobre la hidrología
- Impactos sobre la biodiversidad
- Síntesis de la influencia del encauzamiento sobre el medio ambiente



5.1. ANTECEDENTES Y CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LOS HUMEDALES

Este complejo lagunar está formado por ocho lagunas claramente diferenciadas (Tabla 5.1 y Fig. 5.1) y de distinta naturaleza, tanto en lo que respecta a la morfología como a la composición química de sus aguas.

Tabla 5.1. Nombre, código y superficie de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce

Laguna	Código	Superficie (m²)
Escondida	L-1	15.346
Grande	L-2	75.455
Casilla	L-3	17.721
Limícolas	L-4	5.521
Eucaliptal	L-5	2.560
Río Viejo	L-6	37.817
Costera	L-7	6.576
Charca Sur	L-8	1.410



Figura 5.1. Lagunas de la desembocadura del Guadalhorce

Anteriormente se comentó que no todas las lagunas existen desde hace varias décadas, tal y como son en la actualidad, ya que han sufrido múltiples actuaciones: extracciones de áridos entre 1977 y 1982, obras de adecuación del curso bajo del río Guadalhorce y otras actividades de remodelación y reestructuración lagunar



5.1. Antecedentes y características generales de los humedales

(Consejería de Medio Ambiente, 2005). Ello ha originado un sistema lagunar de origen antrópico y de cierta complejidad y diversidad, en el que se pueden encontrar desde humedales de aguas salobres hasta de aguas hipersalinas o salmueras.

Los humedales presentan un régimen de inundación permanente, debido probablemente a su relación con las aguas subterráneas, que afloran en cada una de las lagunas al intersecar su cubeta el nivel freático del acuífero cuaternario.

Los trabajos complementarios realizados en el marco del estudio de impacto ambiental (EIA) de la adecuación del curso bajo del río antes mencionada (SURGE, 1995), permitieron hacer medidas puntuales del calado (Tabla 5.2), fango incluido, de algunas de las lagunas existentes antes de las obras.

Tabla 5.2. Calado de algunas lagunas, con fango incluido

Laguna	Profundidad (m)
Escondida	4,30
Casilla	3,70
Grande	2,50
Río Viejo	1,67

No se han efectuado medidas precisas de la batimetría de cada laguna, aunque es posible estimar, de forma cualitativa, la profundidad de cada vaso lagunar mediante el estudio de especies bioindicadoras de avifauna. Así, se pueden asociar aves buceadoras a lagunas más profundas y aves limícolas -andan sobre el fango- a lagunas someras (Tabla 5.3).

Tabla 5.3. Tipificación de la profundidad relativa de las lagunas en función de la avifauna

Laguna	Avifauna	Profundidad relativa
Escondida	Buceadoras	Profunda (3-5 m)
Casilla	Buceadoras	Profunda (3-5 m)
Grande	Limícolas	Somera (1-2 m)
Limícolas	Limícolas	Somera (1-2 m)
Eucaliptal	Buceadoras	Profunda (3-5 m)
Charca Sur	Limícolas	Somera (1-2 m)
Costera	Limícolas y buceadoras	Intermedia (2-3 m)
Río Viejo	Limícolas	Somera (1-2 m)

5.2. CARACTERIZACIÓN HIDRODINÁMICA E HIDROQUÍMICA

5.2.1. Evolución temporal

5.2.1.1. Medidas puntuales

Antes del comienzo del siglo XXI eran muy escasas las mediciones realizadas en estos humedales para controlar el estado químico, físico y biológico de las aguas, pero en el marco de varios estudios (Consejería de Medio Ambiente, 1998; Lucena y Carrasco, 2000; Consejería de Medio Ambiente, 2005) se realizaron medidas de los principales parámetros físico-químicos de las aguas de las lagunas: conductividad eléctrica, temperatura, pH, oxígeno disuelto y altura de lámina de agua, que se han incluido en la figura 5.2.

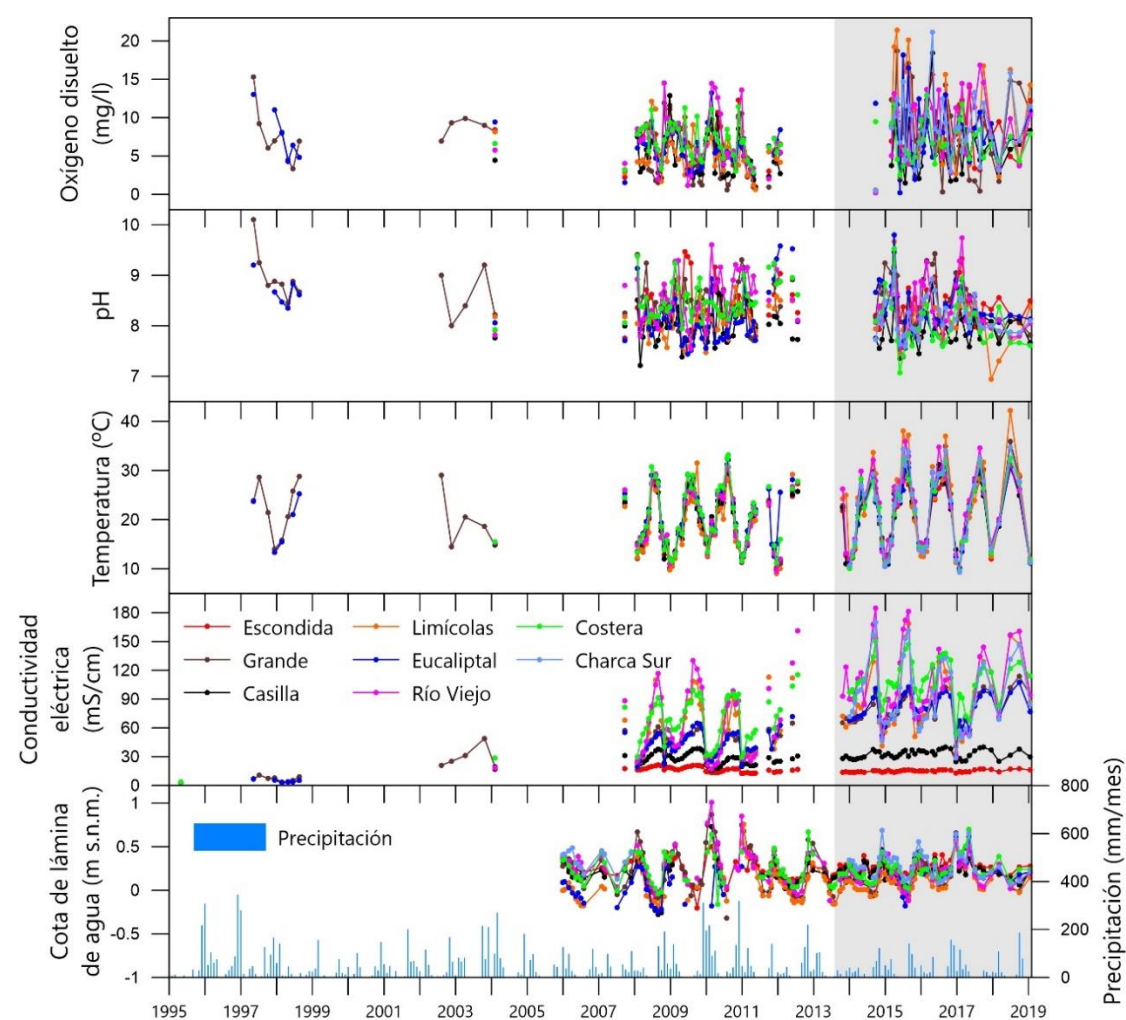


Figura 5.2. Evolución temporal de la cota del agua y algunos parámetros físico-químicos registrados en las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce entre 1995 y 2019. La zona sombreada corresponde al periodo de estudio de la presente tesis doctoral y los datos previos se han recopilado de Consejería de Medio Ambiente (1998, 2005) y de Lucena y Carrasco (2000)

La Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía (AMAYA) ha llevado a cabo un control de los parámetros físico-químicos, con periodicidad mensual, desde 2005 a 2013, aunque de forma intermitente en ocasiones. A los datos ya existentes se les han añadido los tomados durante el periodo correspondiente a esta investigación (octubre 2013-enero 2019) para conocer la evolución temporal que ha tenido cada humedal.

La laguna Escondida es la más profunda del complejo y su fondo se encuentra relleno de residuos de construcción. En la figura 5.3 se puede observar una foto de este cuerpo de agua. La cota del agua durante el periodo de estudio presenta variaciones entre los 0,09 y los 0,57 m s.n.m.; por tanto, la amplitud de oscilación máxima registrada es de 0,48 m (Fig. 5.4). Los valores de conductividad eléctrica están comprendidos entre 12 y 17 mS/cm; los mínimos corresponden a épocas de lluvia -y menor temperatura-, durante otoño e invierno, y los máximos a los periodos estivales -mayor temperatura-. Las evoluciones de pH y oxígeno disuelto presentan un comportamiento similar en ocasiones, en lo que respecta a ascensos y descensos. Estas variaciones son debidas a la producción primaria que tiene lugar en la laguna por la acción de microalgas planctónicas al realizar la fotosíntesis. Así, se retira CO_2 del medio y se produce oxígeno, a la vez que disminuye la concentración de H^+ , lo que provoca a su vez un aumento del pH (Rodríguez, 2016). Si no tiene lugar esta retirada de CO_2 , el pH sería más ácido.

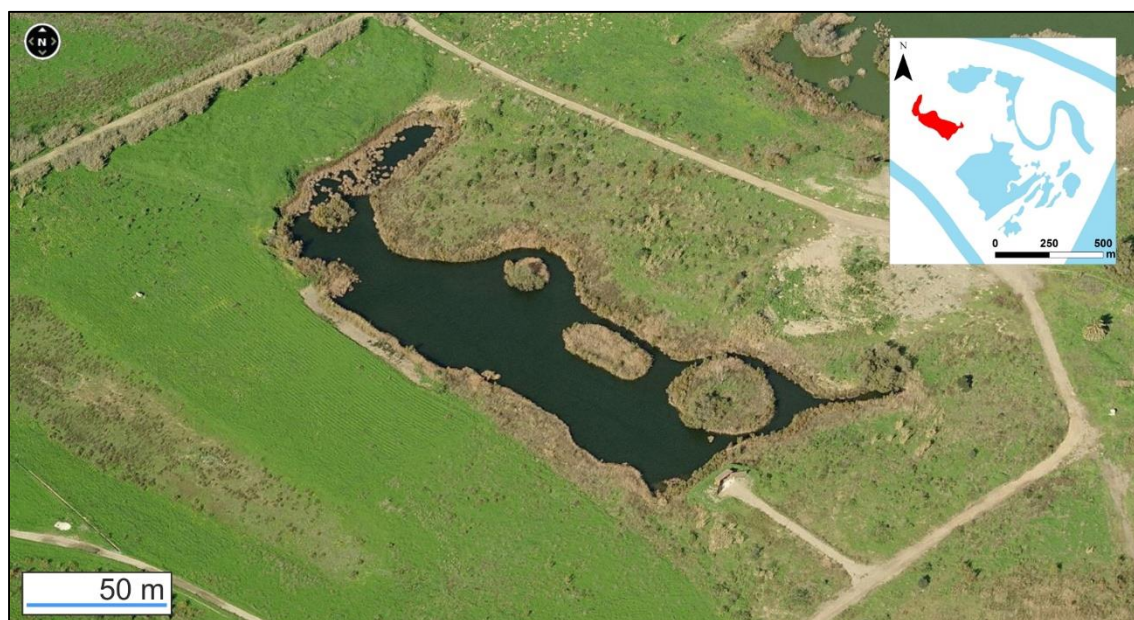


Figura 5.3. Vista aérea de la laguna Escondida (tomado de Bing Maps)

5.2. Caracterización hidrodinámica e hidroquímica

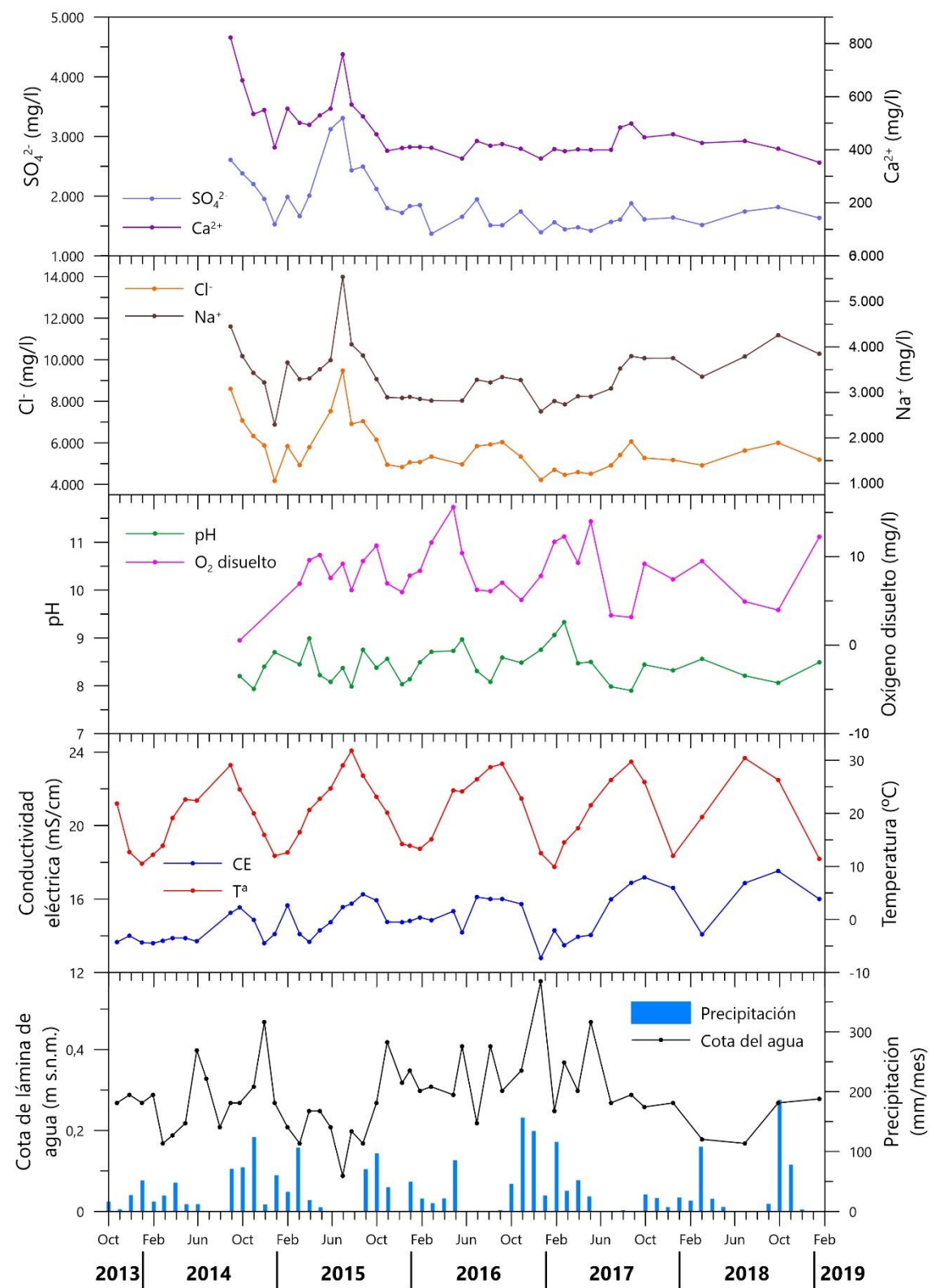


Figura 5.4. Evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos y de algunos componentes químicos del agua de la laguna Escondida durante el periodo de estudio

La evolución de los componentes químicos pone de manifiesto la influencia que ejercen sobre ellos las precipitaciones, dado que la concentración aumenta



durante el estiaje, debido a la evaporación, y disminuye durante la época húmeda, por dilución del agua del humedal con el agua de lluvia. Los altos valores de Cl^- y Na^+ , asimismo, evidencian la influencia de agua de mar que sufre la laguna.

La laguna Grande es, con diferencia, la de mayor extensión de todo el complejo, aunque es muy somera en gran parte, con algunas áreas puntuales de profundidades mayores de 1 m, y posee múltiples zonas que quedan aisladas en épocas de estiaje (Fig. 5.5).

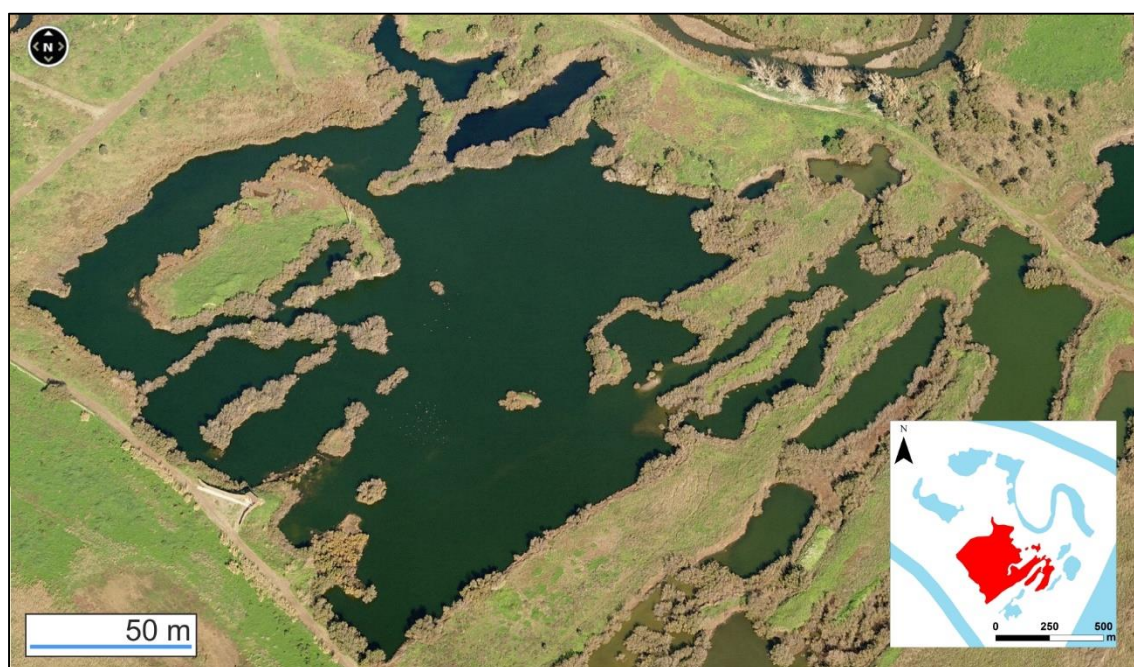


Figura 5.5. Vista aérea de la laguna Grande (tomado de Bing Maps)

Con una cota de lámina de agua mínima registrada de -0,06 m s.n.m. y una máxima de 0,70 m s.n.m., presenta una amplitud limnimétrica de 0,76 m (Fig. 5.6). Los mayores valores se registran en los periodos más lluviosos y los menores en estiaje. El registro de conductividad eléctrica permite observar una ligera tendencia ascendente durante el periodo de la presente tesis doctoral, así como las fluctuaciones estacionales debidas a la evaporación y a las precipitaciones. Los valores varían entre 41 y 114 mS/cm. Los datos de temperatura del agua son similares a los de la temperatura ambiental, con un mínimo en los meses de diciembre y enero y un máximo en julio y agosto.

5.2. Caracterización hidrodinámica e hidroquímica

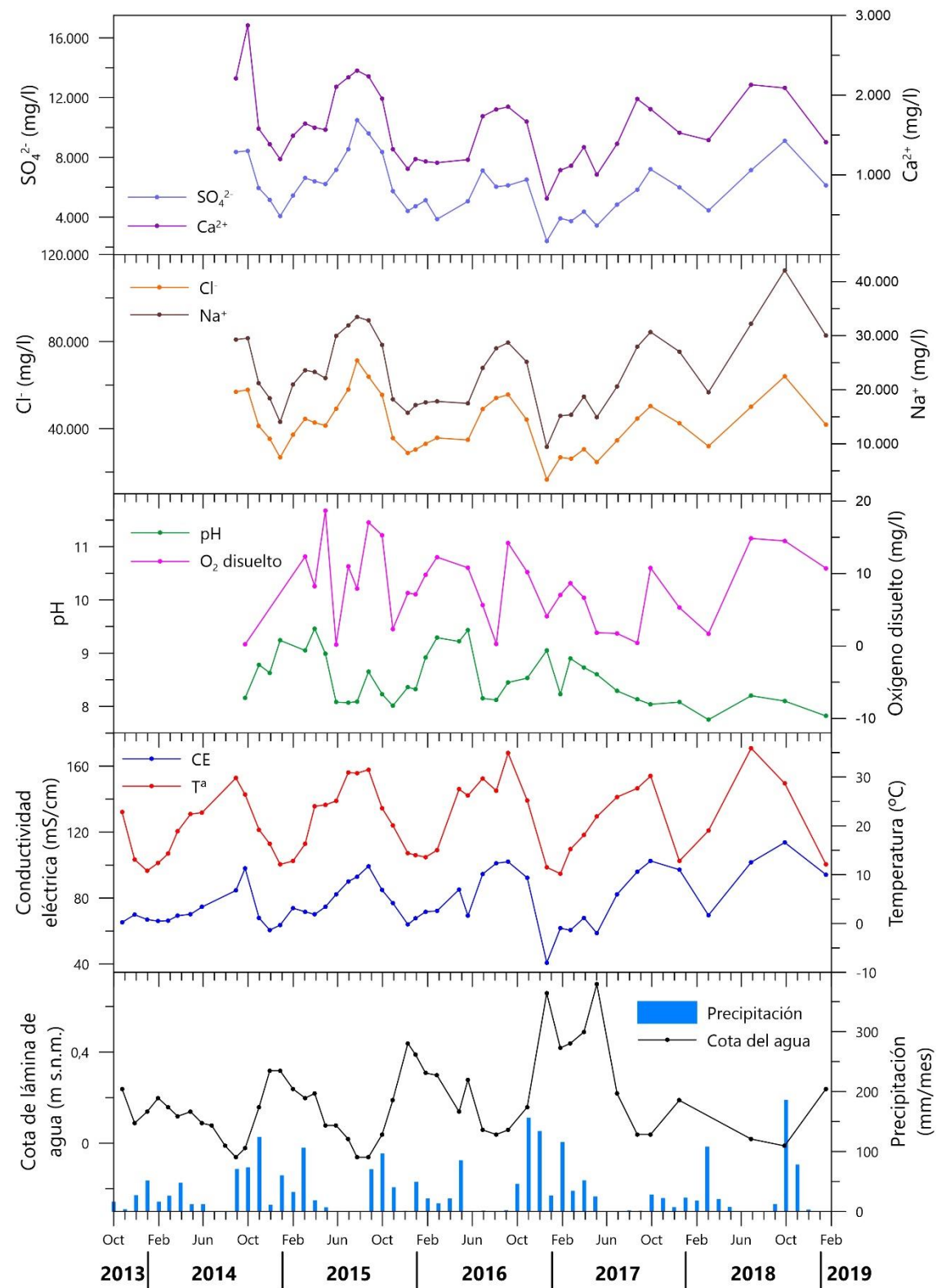


Figura 5.6. Evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos y de algunos componentes químicos del agua de la laguna Grande durante el periodo de estudio

De forma análoga a la laguna Escondida, existe cierta similitud entre las evoluciones de pH y oxígeno disuelto, debido a la presencia de fitoplancton en las

aguas superficiales. No obstante, se registran ocasionalmente valores de oxígeno disuelto muy bajos, que se deberían a la gran cantidad de materia orgánica que a veces se observa en esta laguna, así como a la turbidez del agua, ya que dificultaría el paso de la luz solar a través de la lámina de agua (Wetzel, 2001). A este hecho hay que sumar el menor calado existente durante el estiaje, por lo que se limita la producción fotosintética y ocasiona que los microorganismos existentes en el cuerpo de agua consuman el oxígeno.

El agua de esta laguna presenta concentraciones de Cl^- y Na^+ mayores de 40.000 mg/l, lo que se interpreta por su mayor cercanía a la línea de costa o por el menor calado, aspectos que favorecerían la concentración por evaporación. Las evoluciones de los contenidos en SO_4^{2-} y Ca^{2+} son prácticamente paralelas a las anteriores, hecho que es coherente con una concentración de iones por evaporación. Además, se pone de manifiesto que las concentraciones de Cl^- y Na^+ , mayores que las del resto de iones, dada la influencia del agua marina, son las que más condicionan la mineralización de las aguas.

La laguna de la Casilla (antigua laguna de Cristal) es la segunda con mayor profundidad tras la laguna Escondida, aunque su fondo es más fangoso y no se han observado residuos de construcción (Fig. 5.7). La evolución de los componentes físico-químicos de sus aguas se refleja en la figura 5.8.



Figura 5.7. Vista aérea de la laguna de la Casilla (tomado de Bing Maps)

5.2. Caracterización hidrodinámica e hidroquímica

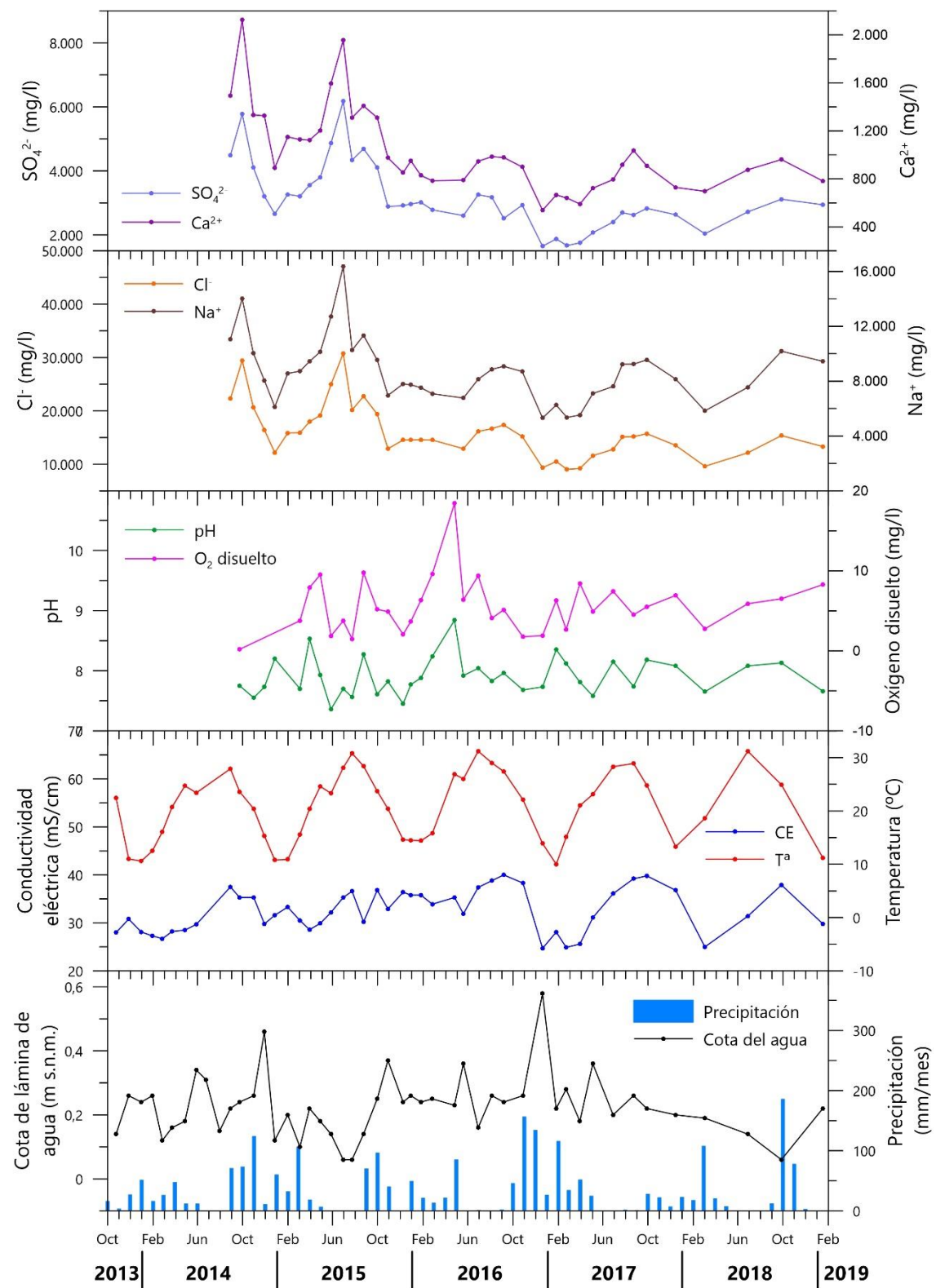


Figura 5.8. Evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos y de algunos componentes químicos del agua de la laguna de la Casilla durante el periodo de estudio

La Laguna de la Casilla fue objeto de importantes actuaciones de remodelación debido a las obras de encauzamiento del río Guadalhorce, por lo que

puede considerarse como una laguna de creación reciente. Presenta evoluciones parecidas a las descritas para los otros humedales, con variaciones estacionales de altura de lámina de agua, conductividad eléctrica y temperatura, así como la similitud existente entre pH y oxígeno disuelto (Fig. 5.8). La oscilación máxima de la altura del agua registrada en la escala limnimétrica es de 0,52 m, con una cota mínima de 0,06 m s.n.m. y máxima de 0,58 m s.n.m. Los valores medidos de conductividad eléctrica (25 – 40 mS/cm) muestran que es la segunda laguna menos salina del sistema. Un dato puntual tomado en mayo de 1995 (SURGE, 1995) fue de 2,43 mS/cm, muy diferente del mínimo de 25 mS/cm registrado en el periodo comprendido entre 2013 y 2019.

Tanto en esta laguna como en la Escondida se aprecia que las evoluciones de los componentes químicos del agua (Figs. 5.4 y 5.8) presentan ascensos y descensos mucho más amortiguados que en la laguna Grande.

La laguna de Limícolas es una de las más someras en toda su extensión y debido a su forma y a su proximidad a la laguna Grande (Fig. 5.9) puede llegar a tener conexión con ella en épocas muy lluviosas.



Figura 5.9. Vista aérea de la laguna de Limícolas (tomado de Bing Maps)

En la laguna de Limícolas las variaciones de altura de lámina de agua son de 0,75 m (Fig. 5.10). La conductividad eléctrica de sus aguas está comprendida entre 34 y 169 mS/cm, con variaciones dependientes de la evaporación y de la pluviometría. La relación entre pH y oxígeno disuelto vuelve a manifestarse similar en ciertos periodos.

5.2. Caracterización hidrodinámica e hidroquímica

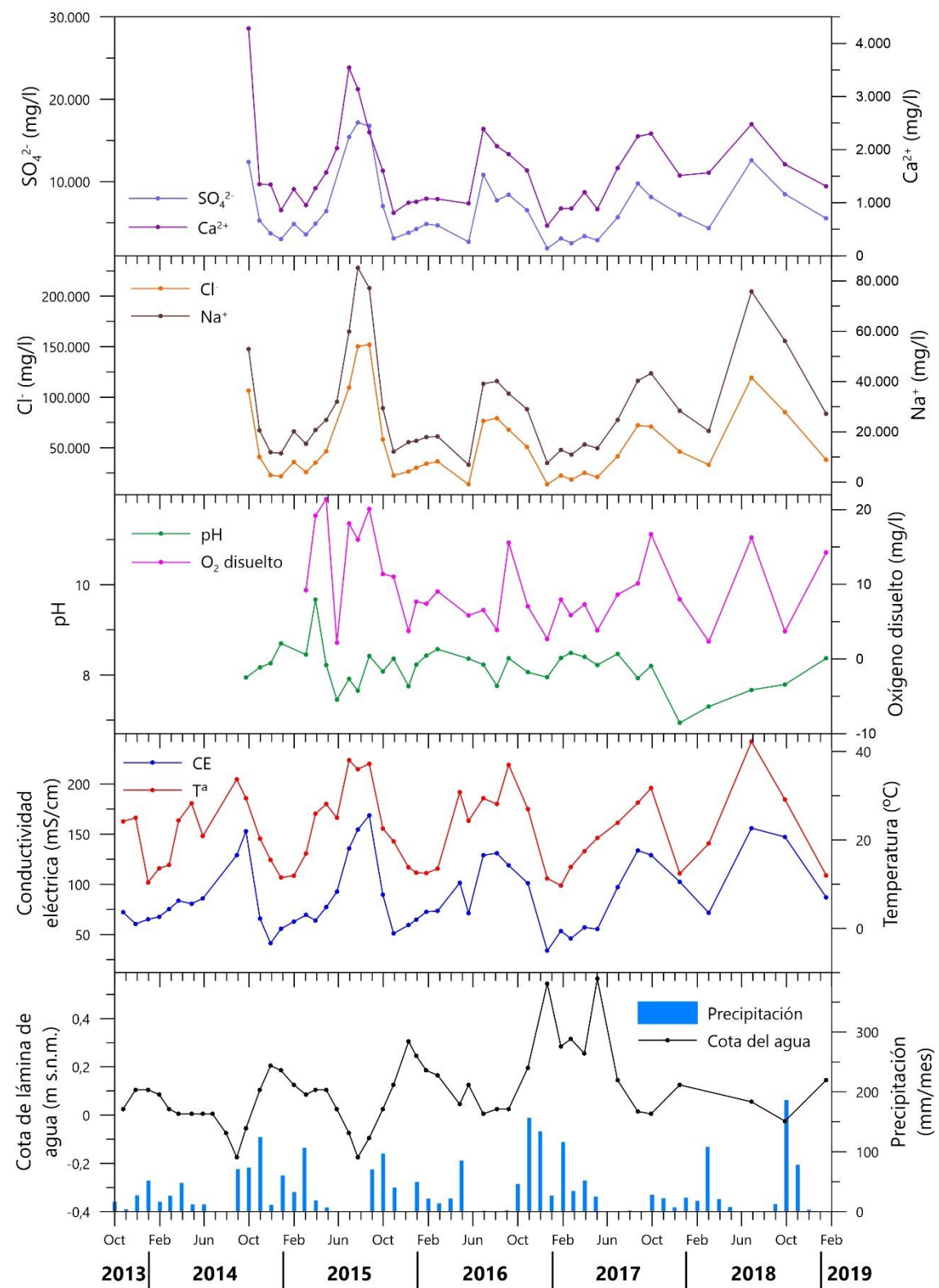


Figura 5.10. Evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos y de algunos componentes químicos del agua la laguna de Limícolas durante el periodo de estudio

Se han registrado valores elevados del contenido en cloruros (hasta 150.000 mg/l = 150 g/l), lo que constituye una evidencia de la concentración de solutos por



evaporación de agua procedente del mar. La evolución de los componentes químicos se manifiesta de forma rápida y con una magnitud considerable, en función de la evaporación y de las precipitaciones que puedan tener lugar.

La laguna del Eucaliptal (Fig. 5.11) es de tamaño más reducido que las anteriores, pero con mayor profundidad y escasa orilla. De esta laguna se dispone de mediciones de altura de lámina de agua desde 2015 (Fig. 5.12), cuando se instaló una escala limnimétrica. La variación de nivel es de cierta magnitud (0,8 m), con un mínimo registrado de -0,18 m s.n.m. y un máximo de 0,62 m s.n.m. La conductividad eléctrica del agua presenta mínimos de 52 mS/cm y máximos de hasta 107 mS/cm. Oxígeno disuelto y pH muestran una evolución relativamente similar entre ellos, con coincidencias tanto en los ascensos como en los descensos de sus valores.

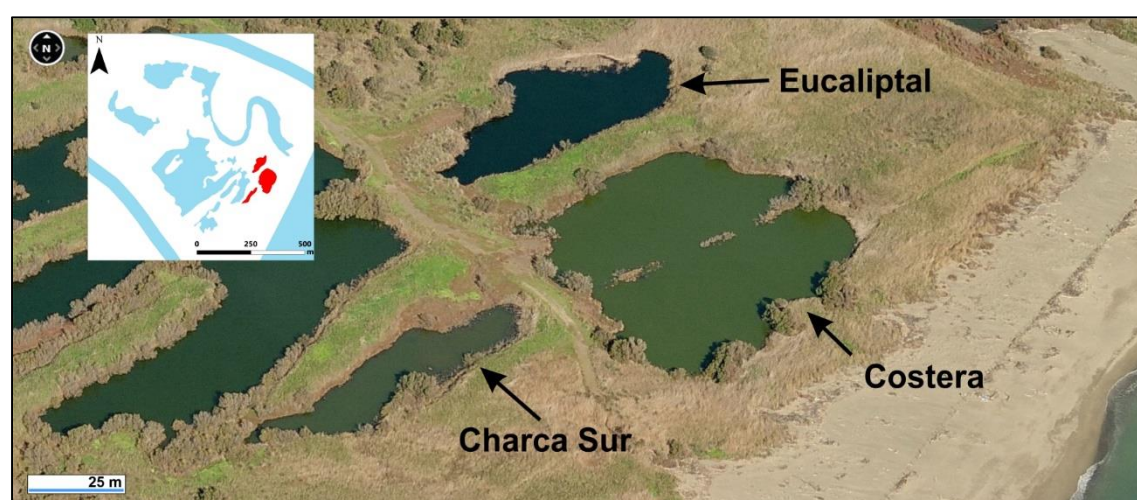


Figura 5.11. Vista aérea de las lagunas Eucaliptal, Costera y Charca Sur (tomado de Bing Maps)

El comportamiento de todos estos parámetros, así como de los componentes químicos de sus aguas, es prácticamente igual al observado en las lagunas Grande y Limícolas.

El humedal del Río Viejo es el segundo en extensión de todo el sistema. Se trata de antiguos meandros del río Guadalhorce (Fig. 5.13) que se quedaron aislados de este. Es una de las lagunas más someras y la evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos del agua se refleja en la figura 5.14.

5.2. Caracterización hidrodinámica e hidroquímica

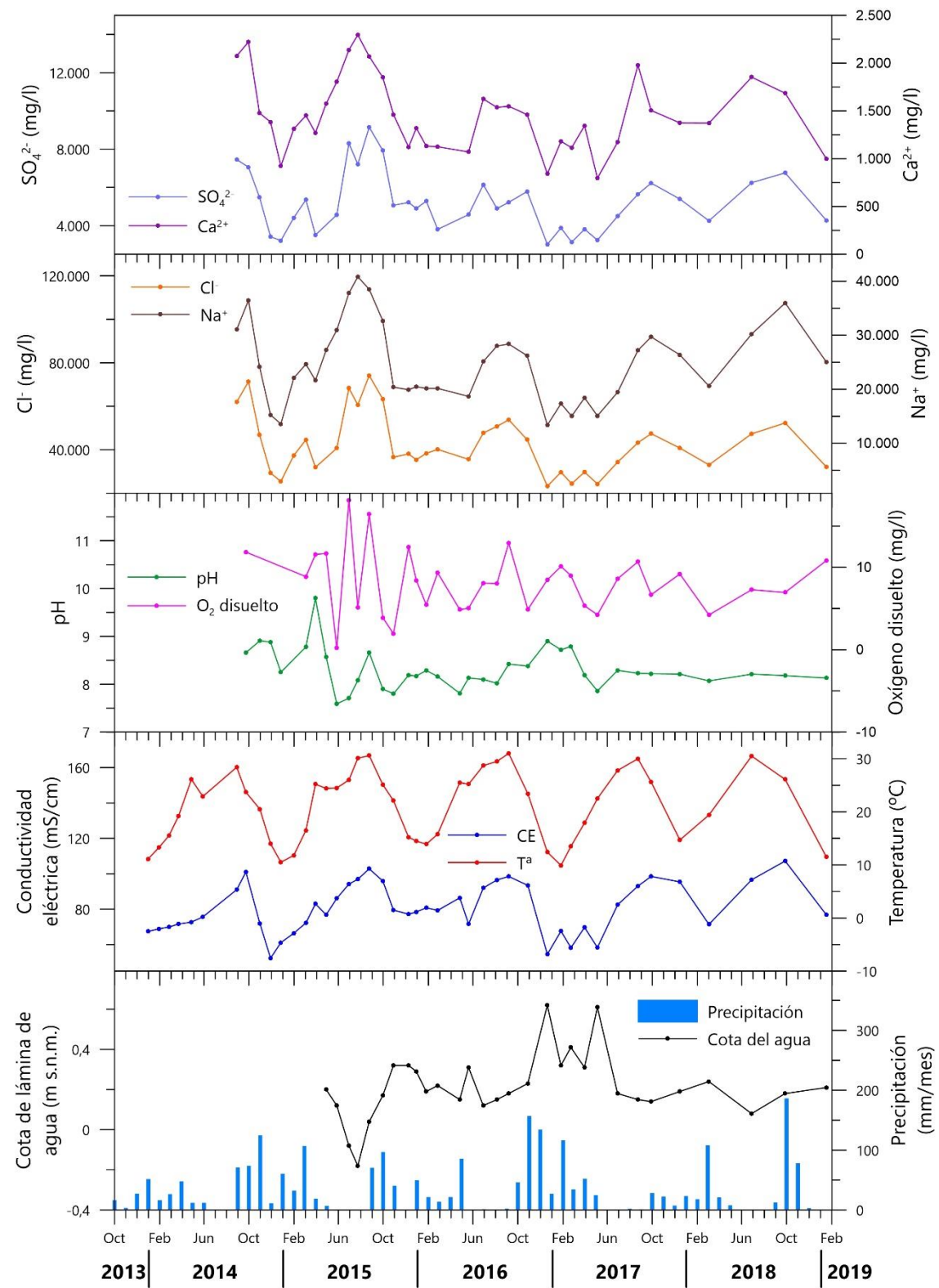


Figura 5.12. Evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos y de algunos componentes químicos del agua de la laguna del Eucaliptal durante el periodo de estudio

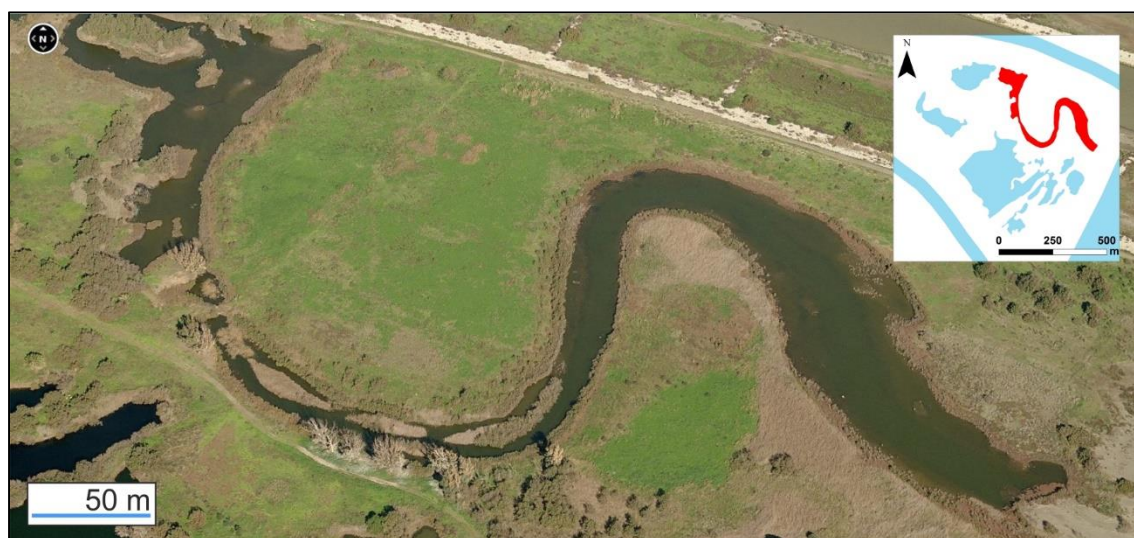


Figura 5.13. Vista aérea de la laguna del Río Viejo (tomado de Bing Maps)

Esta laguna presenta variaciones de altura de lámina de agua de entre -0,12 m s.n.m. y 0,58 m s.n.m. (0,7 m). Los valores de conductividad eléctrica son de gran magnitud -entre 31 y 185 mS/cm-. Es, por tanto, la laguna con el agua que alcanza la mayor salinidad, lo cual se refleja en los periodos de estiaje, cuando aparece una orla de sal alrededor del cuerpo de agua. Las mayores concentraciones de cloruros y sodio han sido 170.000 mg/l y 109.000 mg/l, respectivamente. El comportamiento del pH y del oxígeno disuelto vuelve a presentar, en ocasiones, importantes similitudes entre ambos.

Es la laguna que podría recibir un mayor aporte de agua de mar a través del acuífero, como se deduce de los valores de conductividad eléctrica registrados en su entorno, en el acuífero cuaternario (>40 mS/cm). Cabe pensar, por tanto, que los materiales que se sitúan bajo esta laguna presentan cierta permeabilidad y permiten la mezcla de agua del acuífero con la del mar.

La laguna Costera es, como su propio nombre indica, la laguna más cercana a la línea de costa (Fig. 5.11). Su profundidad es variable, con algunas zonas de calado superior a 1 m y otras que no alcanzan 20 cm. La evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos de sus aguas y de la altura de lámina de agua se observa en la figura 5.15.

5.2. Caracterización hidrodinámica e hidroquímica

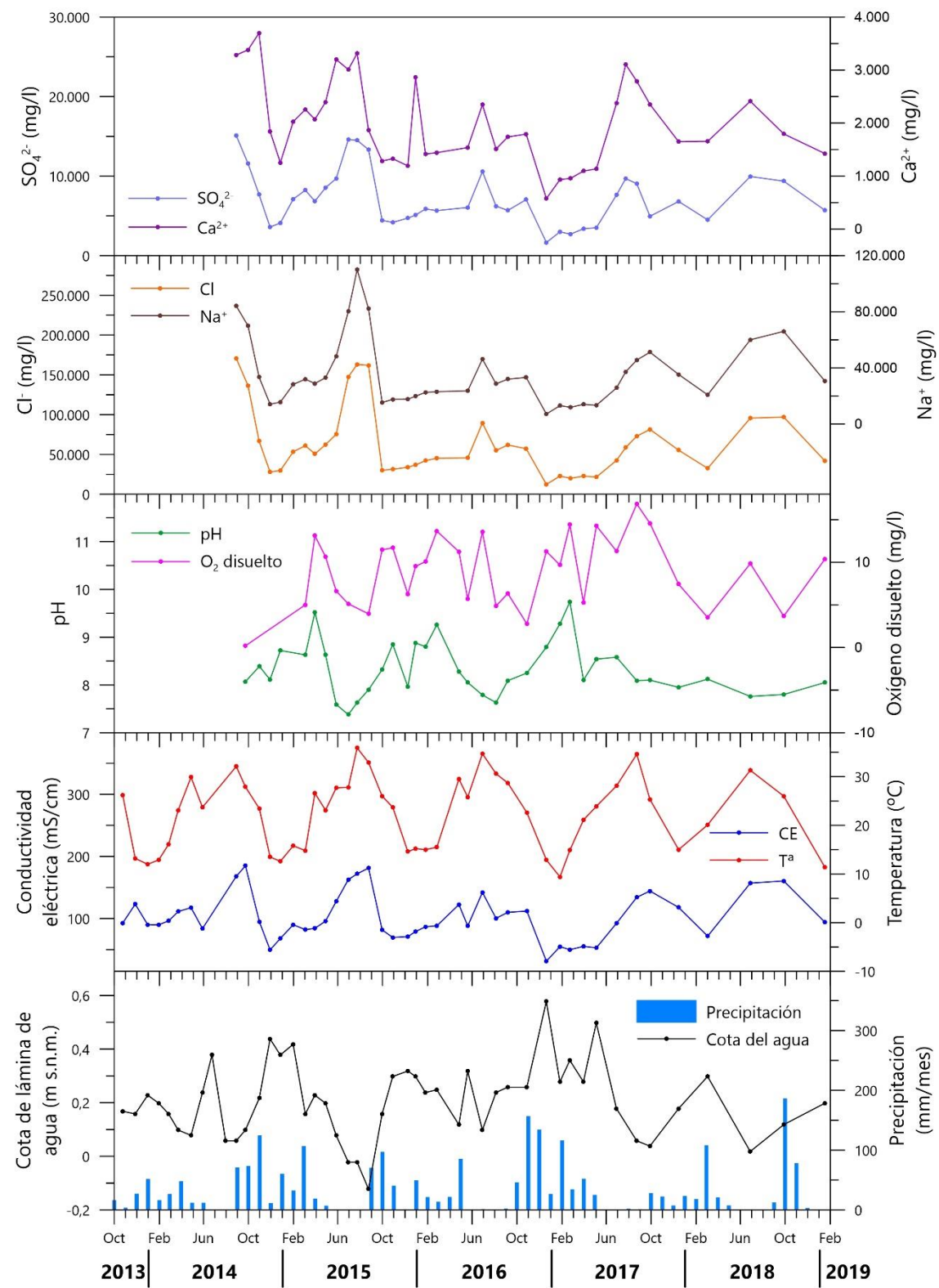


Figura 5.14. Evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos y de algunos componentes químicos del agua de la laguna del Río Viejo durante el periodo de estudio

5.2. Caracterización hidrodinámica e hidroquímica

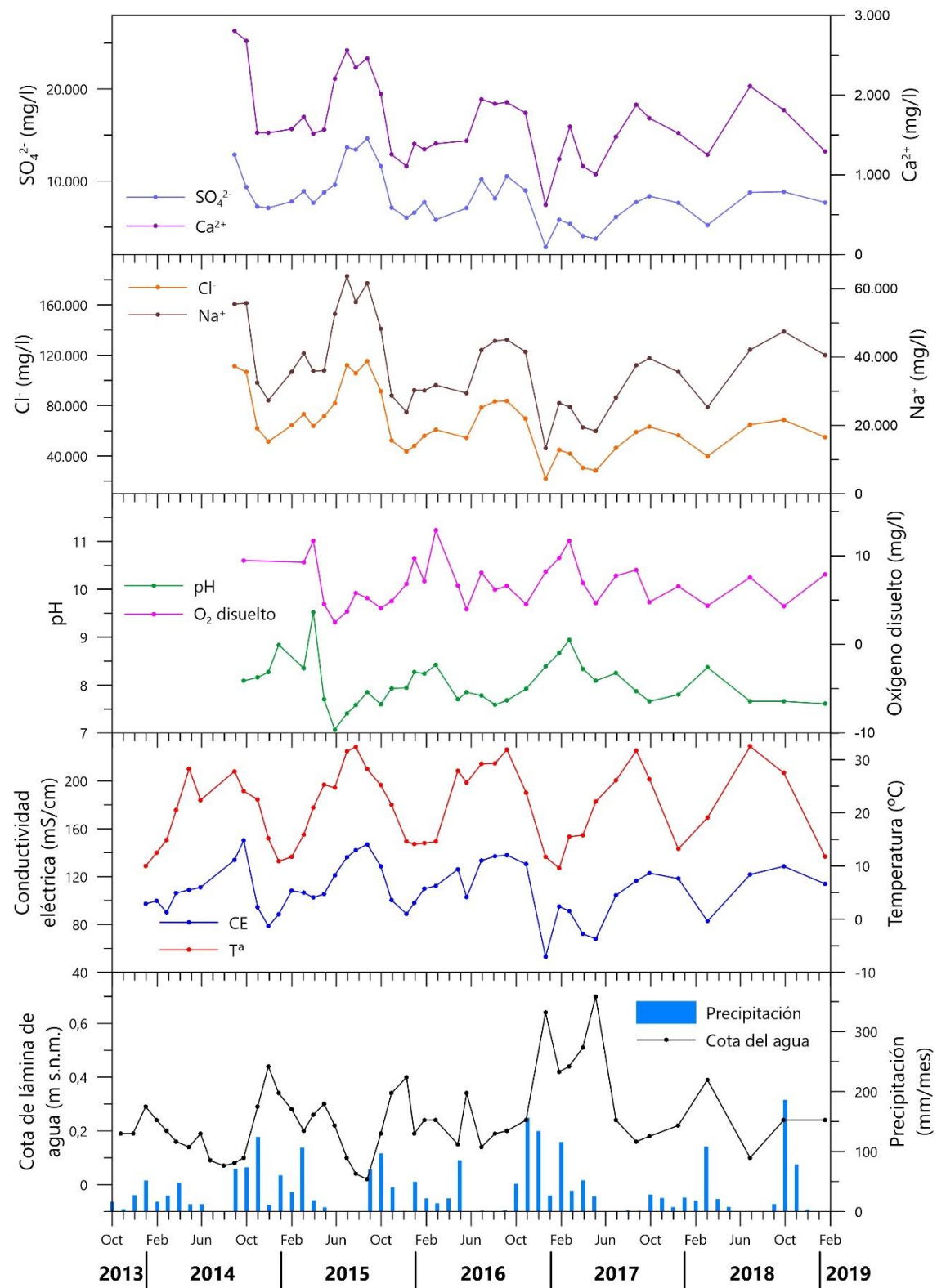


Figura 5.15. Evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos y de algunos componentes químicos del agua de la laguna Costera durante el periodo de estudio

La máxima oscilación de la altura de lámina de agua es de 0,68 m y la variación de la conductividad eléctrica es de 97 mS/cm durante el periodo

considerado. Presenta también altos valores máximos de conductividad eléctrica (150 mS/cm), Cl^- (115.000 mg/l), Na^+ (63.000 mg/l), SO_4^{2-} (14.600 mg/l) o Ca^{2+} (2.800 mg/l), entre otros. Los valores de pH y oxígeno disuelto muestran evoluciones similares.

La Charca Sur es el humedal que completa el sistema lagunar de la desembocadura del Guadalhorce (Fig. 5.11). Es muy somera y de reducida extensión. En esta laguna no se han llevado a cabo mediciones de parámetros físico-químicos con anterioridad, ya que siempre se ha considerado como una parte aislada de la laguna Grande durante los periodos de estiaje. Durante el periodo de investigación de esta tesis doctoral sí se ha monitorizado, como se refleja en la figura 5.16, y se ha comprobado que permanece aislada durante todo el año, excepto quizás en años excepcionalmente húmedos.

La evolución de los parámetros físico-químicos de sus aguas y de la cota limnimétrica es acorde con la que se ha registrado en el resto de lagunas. Los valores de conductividad eléctrica alcanzan máximos de hasta 170 mS/cm y la concentración de Cl^- se acerca a valores máximos de 141.000 mg/l, más elevados que en la laguna Grande.

Tras el análisis pormenorizado del funcionamiento de cada humedal, resulta pertinente llevar a cabo una síntesis de todo el sistema. Las variaciones de altura de lámina de agua son similares en todos los humedales, ya que los niveles suben cuando tienen lugar precipitaciones, mientras que descienden durante el estiaje, debido a la evapotranspiración. No obstante, la diferencia entre los valores máximos y mínimos (Tabla 5.4) pone de manifiesto que las lagunas más alejadas de la costa, Escondida y Casilla, son las que presentan menor variación interanual (0,48 m y 0,52 m, respectivamente), mientras que las otras presentan valores por encima de 0,60 m.

5.2. Caracterización hidrodinámica e hidroquímica

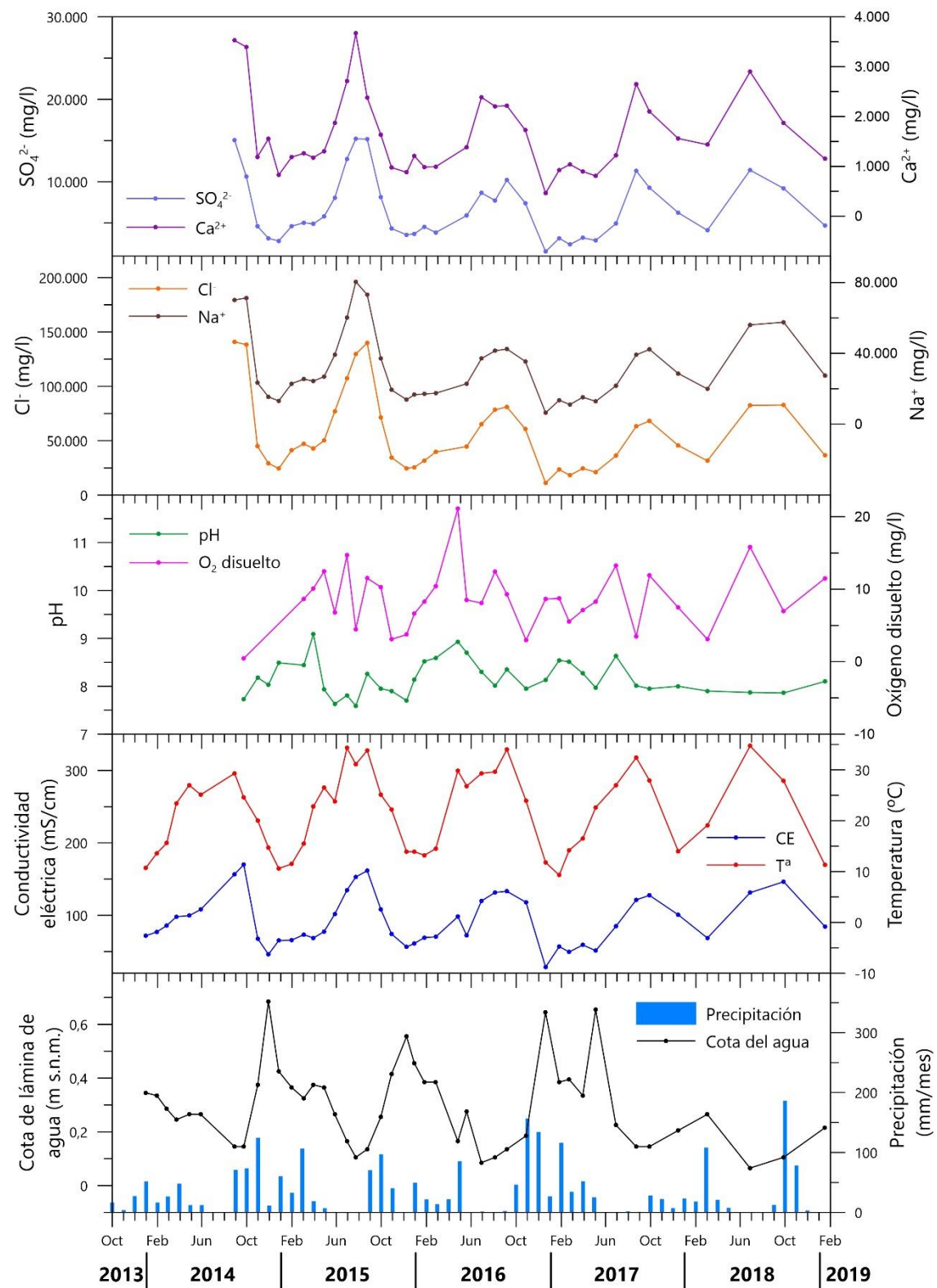


Figura 5.16. Evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos y de algunos componentes químicos del agua de la Charca Sur durante el periodo de estudio

Por otra parte, la conductividad eléctrica registrada en el agua de las lagunas permite distinguir tres grupos claramente diferenciados. El primero de ellos está

formado por los humedales más alejados de la costa, Escondida y Casilla, que presentan valores por debajo de los 40 mS/cm y variaciones máximas inferiores a 20 mS/cm. El segundo grupo está constituido por las lagunas Grande y Eucaliptal, cuya amplitud de valores de conductividad eléctrica se encuentra entre 50 y 75 mS/cm y su valor medio es del orden de 80 mS/cm (Tabla 5.4). En último lugar se diferencia el grupo formado por las lagunas más próximas a la costa (Limícolas, Río Viejo, Costera y Charca Sur), cuyas aguas tienen una conductividad eléctrica media por encima de los 90 mS/cm. Además, el rango de variación de la misma es superior a los 95 mS/cm.

Finalmente, los valores de temperatura del agua de los humedales están en consonancia con los del aire en todo el periodo monitorizado. Los valores de pH y oxígeno disuelto, aunque en el agua de cada humedal presentan una evolución similar, no parecen tener el mismo patrón de comportamiento en todas las lagunas, lo que estaría indicando que los índices de producción biológica son independientes en cada una de ellas.

Tabla 5.4. Rango de variación entre los valores máximos y mínimos de la cota de lámina de agua y de la conductividad eléctrica de las aguas de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce

Laguna	Cota de lámina de agua (m)	Conductividad eléctrica (mS/cm)
Escondida	0,48	4,74
Grande	0,76	72,9
Casilla	0,52	15,3
Limícolas	0,74	135
Eucaliptal	0,8	54,9
Río Viejo	0,7	153,6
Costera	0,68	97,3
Charca Sur	0,62	141,4

A partir del análisis preliminar efectuado se pueden diferenciar claramente varios grupos de humedales, aunque de forma más destacable aquel formado por las lagunas Escondida y Casilla, ya que se trata de las más profundas y de las más alejadas de la línea de costa. Por tanto, estas dos lagunas podrían estar recibiendo mayores aportes de agua del acuífero o una menor influencia del agua de mar que el resto, lo que justificaría la menor mineralización de sus aguas y variabilidad de la misma, así como de la altura limnimétrica.



5.2.1.2. Registros continuos obtenidos mediante data loggers

Durante el periodo de estudio se han instalado varios *data loggers* para realizar un registro continuo, con periodicidad horaria, de las fluctuaciones de la altura de lámina de agua, conductividad eléctrica y temperatura del agua en varios humedales. Las lagunas y fecha de instalación de los equipos vienen reflejadas en la tabla 5.5 y su situación en la figura 5.17. Los equipos instalados inicialmente en las lagunas Escondida y Eucaliptal tuvieron que ser sustituidos debido al mal funcionamiento de los mismos.

Tabla 5.5. Lagunas y fechas en las que se han instalado data loggers

Laguna	Fecha	Tipo de registro
Eucaliptal	02/02/2014	Altura de lámina de agua
	06/05/2016	Altura de lámina de agua y temperatura
Escondida	13/11/2014	Altura de lámina de agua
	15/04/2016	Altura de lámina de agua, conductividad eléctrica y temperatura
Río Viejo	13/11/2014	Altura de lámina de agua
Costera	18/05/2016	Altura de lámina de agua, conductividad eléctrica y temperatura

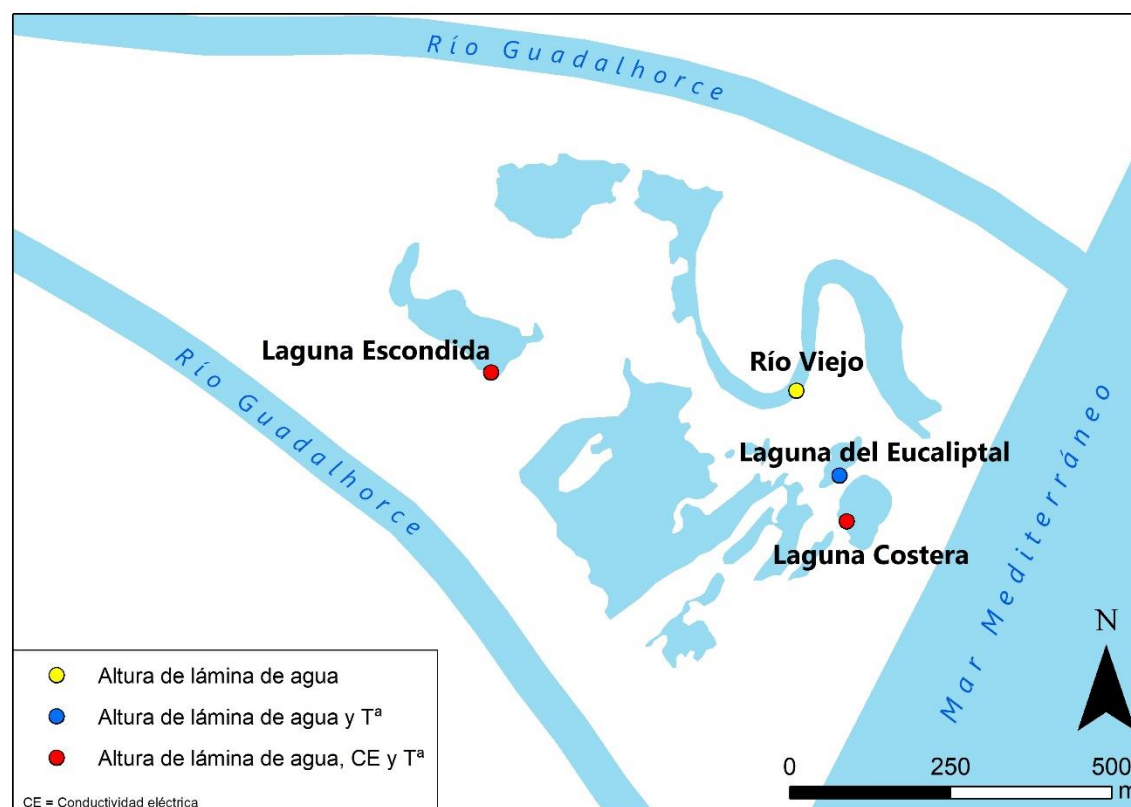


Figura 5.17. Localización y tipo de los sensores de registro continuo instalados en algunas lagunas de la desembocadura del Guadalhorce

Los registros continuos de cota de lámina de agua de varias lagunas del complejo (Fig. 5.18) permiten realizar un análisis más detallado de los cambios de la misma.

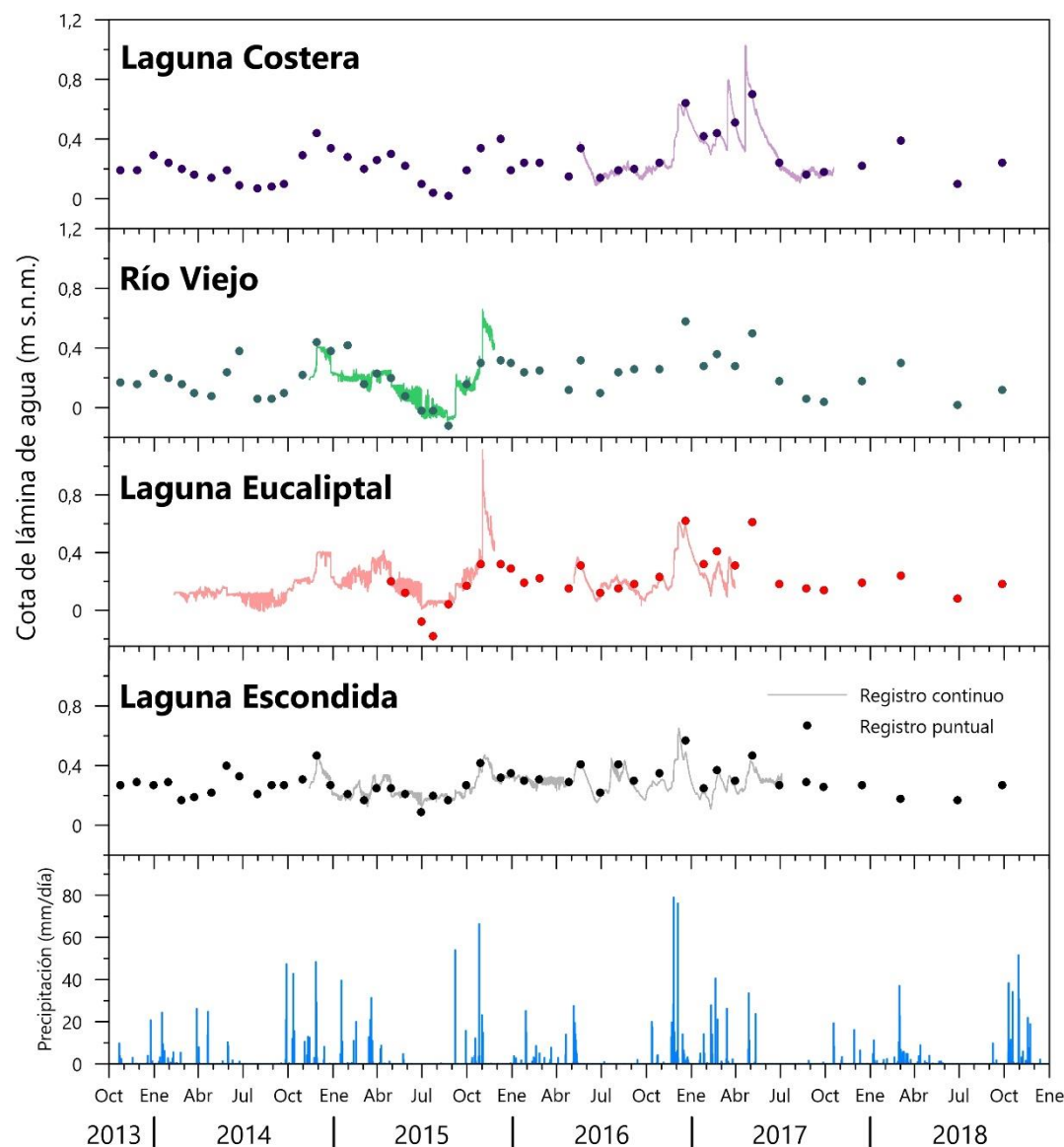


Figura 5.18. Registros continuos y puntuales de cota de lámina de agua obtenidos en varias lagunas de la desembocadura del Guadalhorce. Véase localización en figura 5.17

Las evoluciones evidencian los ascensos que se originan debido a las precipitaciones, proporcionales a la magnitud de las mismas, mientras que en ausencia de lluvias la cota desciende paulatinamente. Destacan las subidas que tuvieron lugar en octubre de 2015 y en diciembre de 2016, fruto de eventos de especial intensidad (>60 mm/día, en algún caso). Asimismo, son reseñables los ascensos de lámina de agua de la laguna Costera en los meses de marzo y abril de

2017, de más de 50 cm en apenas horas. Esto se explica por la acción de los vientos de levante y su efecto sobre el mar Mediterráneo, que originó un oleaje de una altura considerable y el agua marina acabó penetrando (en superficie) hacia las lagunas Costera y Charca Sur a través de la pequeña franja costera que separa estos cuerpos de agua, del mismo modo que sucede en otros humedales costeros (Quintana *et al.*, 1998; Badosa *et al.*, 2006; Menció *et al.*, 2017).

En la figura 5.19 se puede observar un detalle del comportamiento hidrodinámico de estas lagunas durante 5 días, en ausencia de precipitaciones. Se aprecia claramente una periodicidad diaria en las variaciones de lámina de agua, con máximos que se repiten en todas ellas entre las 19:00 y las 21:00 horas, y mínimos que tienen lugar en la franja horaria comprendida entre las 7:00 y las 9:00 horas.

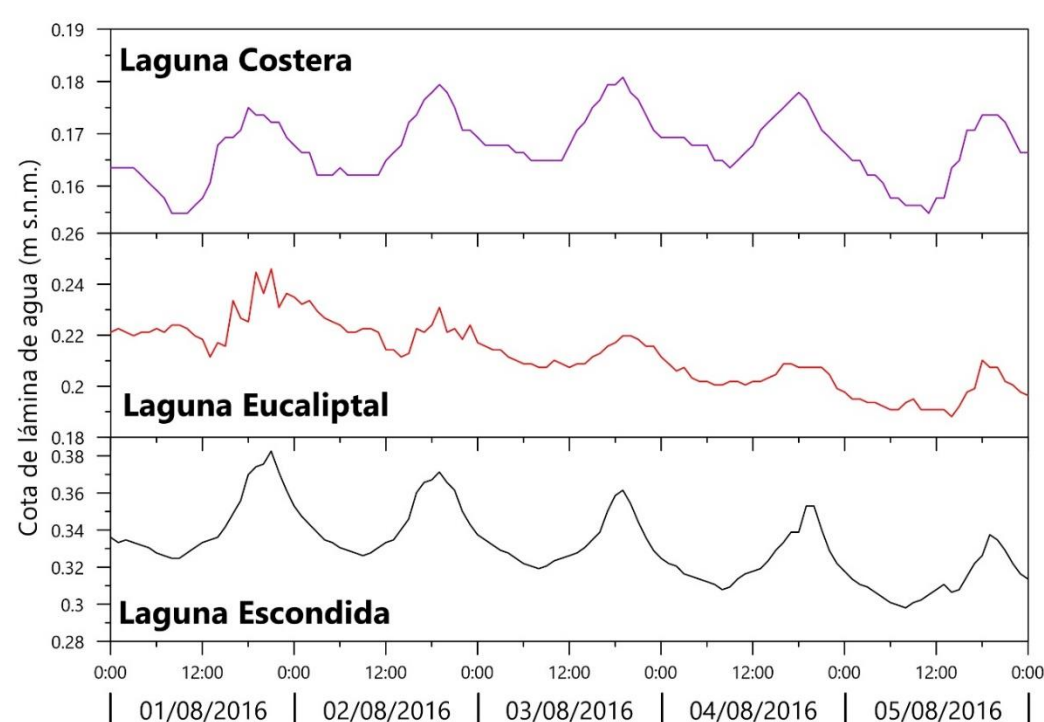


Figura 5.19. Detalle de varios registros continuos de cota de lámina de agua obtenidos en las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce entre los días 1 y 5 de agosto de 2016. Véase localización en figura 5.17

La conductividad eléctrica ha podido ser registrada en continuo en la laguna Escondida durante 2016 y 2017 (Fig. 5.20). Los valores son acordes con los medidos de forma puntual, aunque el registro horario permite identificar valores extremos no detectados de forma puntual, como los descensos, de hasta 4 mS/cm,

que tienen lugar tras grandes precipitaciones. Asimismo, se aprecian variaciones de periodicidad diaria (Fig. 5.21), con mínimos de CE en las horas centrales del día -12:00- y valores máximos a medianoche -00:00-. Las disminuciones diarias de CE podrían estar relacionadas con entradas de agua, más dulce, desde el acuífero cuaternario.

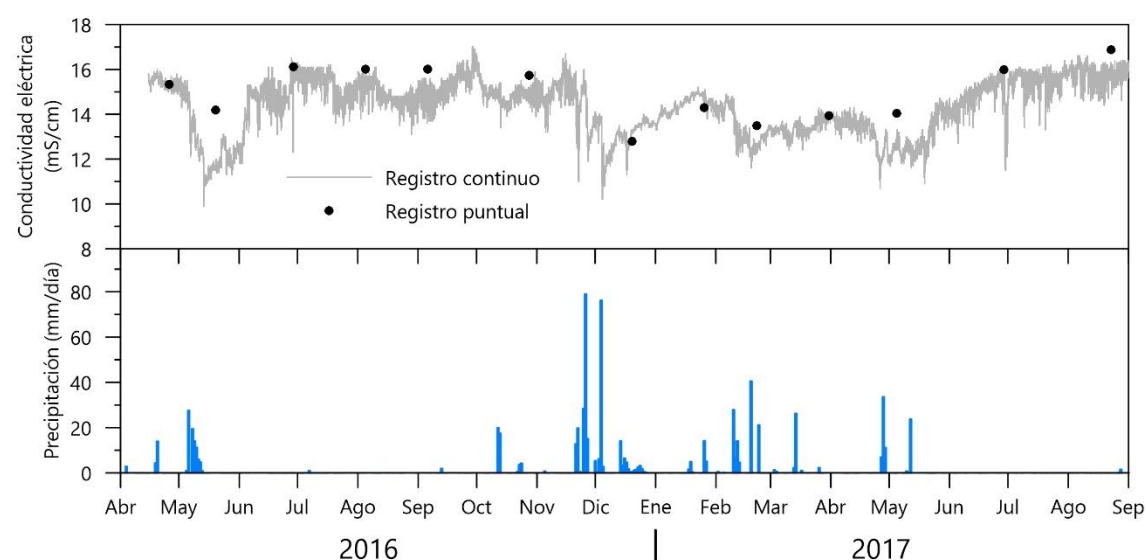


Figura 5.20. Registro continuo de conductividad eléctrica del agua de la laguna Escondida entre abril de 2016 y septiembre de 2017. Véase localización en figura 5.17



Figura 5.21. Registro continuo de conductividad eléctrica del agua de la laguna Escondida entre el 1 y el 10 de agosto de 2016. Véase localización en figura 5.17

5.2.1.3. Hidroquímica

5.2.1.3.1. Componentes mayoritarios

En la tabla 5.6 se recogen los datos estadísticos básicos sobre la composición química mayoritaria de las muestras de agua tomadas en los humedales, tanto de aniones como de cationes, así como de algunos parámetros físico-químicos, entre octubre de 2013 y enero de 2019, en el marco de esta tesis doctoral.

Se han descartado todas las muestras con un error superior al $\pm 10\%$ y las aceptadas se han representado en el diagrama de Piper de la figura 5.22, en el que se observa que la totalidad de ellas son de facies cloruradas-sódicas. Estas facies corroboran la influencia del mar Mediterráneo en el complejo lagunar, con aporte de agua rica en NaCl, cuya concentración aumenta posteriormente debido a la evaporación, aunque también podría existir alguna influencia de los materiales evaporíticos de la parte alta de la cuenca del Guadalhorce, que son disueltos por las aguas del río (almacenadas en el embalse del Guadalhorce) y que fluyen aguas abajo por el cauce o por los canales de derivación utilizados para riego.

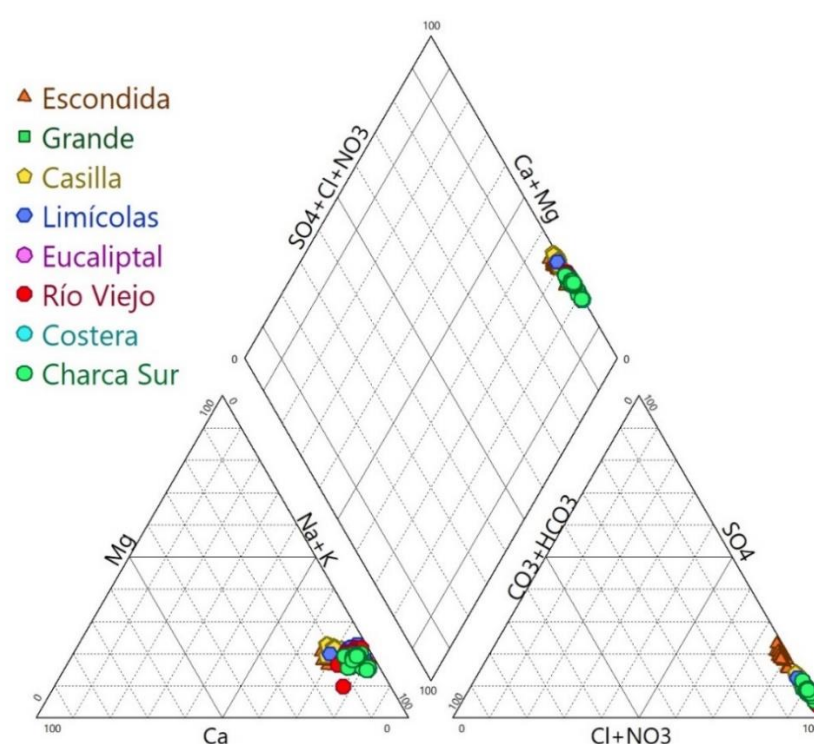


Figura 5.22. Diagrama de Piper correspondiente a las muestras de agua tomadas en las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce entre octubre de 2013 y enero de 2019

El análisis de la composición química de las muestras de agua de los humedales también ha revelado un alto contenido en bromuros (Br^-), componente característico del agua de mar (cuya concentración es de 65 mg/l aprox.), que varía entre 4 y 575 mg/l según la laguna que se considere. Los menores contenidos se encuentran en las lagunas Escondida y Casilla, y en el resto del complejo son más elevadas, del mismo modo que ocurre con Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} y K^+ . Las aguas que presentan mayor concentración durante todo el año son las de las lagunas Río Viejo y Costera.

5.2. Caracterización hidrodinámica e hidroquímica

Tabla 5.6. Valores estadísticos (número de medidas/muestras, *n*; mínimo, *mín*; máximo, *máx*; media, *med*; CV, coeficiente de variación; SD, desviación típica) de los parámetros físico-químicos y de las concentraciones de los componentes químicos mayoritarios de las aguas de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce entre octubre de 2013 y enero de 2019

		CE	pH	O ₂	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
		mS/cm		mg/l									
Escondida	n	46	36	33	37	37	37	36	24	38	38	38	38
	Mín	12,8	7,9	0,5	227	4.166	1.369	4	0,7	2.289	44	352	379
	Máx	17,5	9,3	15,6	319	9.476	3.308	29	83	5.536	252	822	1.153
	Med	14,9	8,4	8,2	269	5.677	1.867	17	15	3.386	118	470	546
	CV	7,8	4,0	39,7	10	20	24	25	133	18	26	22	24
	SD	1,2	0,3	3,3	26	1.148	455	4	20	599	31	103	132
Grande	n	46	36	32	37	37	37	36	21	37	37	37	37
	Mín	40,8	7,8	0,2	157	16.597	2.411	56	9	9.415	235	703	1.390
	Máx	113,7	9,5	18,7	442	71.332	10.491	235	101	42.101	1.086	2.874	5.014
	Med	78,4	8,5	8,1	267	42.338	6.061	138	49	23.574	583	1.609	3.357
	CV	19,8	5,6	65,5	24	30	30	32	54	30	30	29	28
	SD	15,5	0,5	5,3	65	12.754	1.848	45	27	7.075	177	461	953
Casilla	n	46	36	33	37	38	38	37	22	38	38	38	38
	Mín	24,7	7,4	0,2	190	9047	1.646	24	2,0	5.315	90	539	817
	Máx	40,0	8,8	18,4	363	30.776	6.176	107	42	16.361	317	2.126	2.739
	Med	32,5	7,9	5,7	265	16.045	3.165	53	19	8.722	178	1.032	1.426
	CV	13,6	4,0	61,5	13	31	33	35	52	27	25	34	28
	SD	4,4	0,3	3,5	35	5048	1.045	19	10	2.322	45	351	401
Limícolas	n	46	35	31	35	35	35	34	22	36	36	36	36
	Mín	33,8	6,9	2,2	173	13.701	1.893	46	0,02	6.877	137	568	1.066
	Máx	168,8	9,7	21,4	391	152.063	17.176	527	246	85.237	1.769	4.281	13.122
	Med	89,0	8,1	9,8	282	52.896	6.619	177	50	29.673	657	1.629	4.416
	CV	39,4	5,7	58,1	20	70	62	73	111	69	67	50	71
	SD	35,1	0,5	5,7	57	37.148	4.089	130	56	20.341	438	812	3.152
Eucaliptal	n	44	36	33	35	36	36	35	21	37	37	37	37
	Mín	52,3	7,6	0,2	161	23.226	3.015	65	4	13.348	255	797	1.677
	Máx	107,2	9,8	18,2	288	74.164	9.150	274	365	40.832	1.000	2.296	5.554
	Med	80,5	8,3	8,2	236	42.747	5.229	148	59	24.814	620	1.472	3.241
	CV	17,6	5,1	47,2	15	32	30	36	126	30	29	27	30
	SD	14,1	0,4	3,9	36	13.569	1546	53	75	7.361	181	390	969
Río Viejo	n	46	36	32	38	38	38	37	25	38	38	38	38
	Mín	31,4	7,4	0,2	156	12.344	1.649	41	1,0	7.102	182	576	1.000
	Máx	185,0	9,7	16,9	331	170.746	15.105	575	187	109.986	2.638	3.699	15.757
	Med	102,9	8,3	8,9	231	63.507	7.165	205	52	36.082	882	2.008	5.012
	CV	36,6	6,7	47,0	20	67	48	63	79	67	65	40	70
	SD	37,7	0,6	4,2	47	42.252	3.450	129	41	24.034	571	803	3.497
Costera	n	44	36	33	36	36	36	35	19	36	36	36	36
	Mín	52,9	7,1	2,5	161	22.149	2.804	79	16	13.352	402	624	1.700
	Máx	150,2	9,5	12,9	332	115.293	14.609	426	155	63.683	1.845	2.804	7.989
	Med	109,6	8,0	6,9	245	65.640	8.118	221	61	37.495	1.057	1.681	4.709
	CV	19,8	6,0	37,0	17	36	34	40	56	33	32	29	33
	SD	21,7	0,5	2,5	42	23.957	2.724	87	34	12.293	335	490	1.567
Charca Sur	n	44	36	33	37	37	37	36	21	37	37	37	37
	Mín	28,6	7,6	0,5	172	11.152	1.529	39	0,7	6.438	169	460	889
	Máx	170,0	9,1	21,1	478	140.877	15.219	516	146	80.449	1.807	3.669	10.504
	Med	93,3	8,2	8,7	290	57.185	6.759	183	58	32.398	786	1.666	4.226
	CV	37,6	4,4	49,2	25	63	56	59	68	61	56	49	61
	SD	35,1	0,4	4,3	71	35.933	3.816	108	39	19.747	440	820	2.579

En algunas de las muestras se han detectado, ocasionalmente, concentraciones considerables de NO_3^- , componente muy común en las aguas de los humedales debido a la gran productividad y a la cantidad de materia orgánica que se genera en ellos. No obstante, este anión podría proceder, en parte, de los fertilizantes aplicados aguas arriba sobre los cultivos ubicados sobre el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce, cuyos flujos pueden alimentar parcialmente a las lagunas.

En la figura 5.23 se han representado los contenidos en Na^+ y Cl^- de las lagunas Grande y Eucaliptal, obtenidos de las campañas de toma de muestras llevadas a cabo entre 1997 y 1998 (Consejería de Medio Ambiente, 1998) y las realizadas en el marco de la presente investigación. En la actualidad, las concentraciones de estos iones son varios órdenes de magnitud superiores a las medidas en la década de 1990, previas al encauzamiento del río.

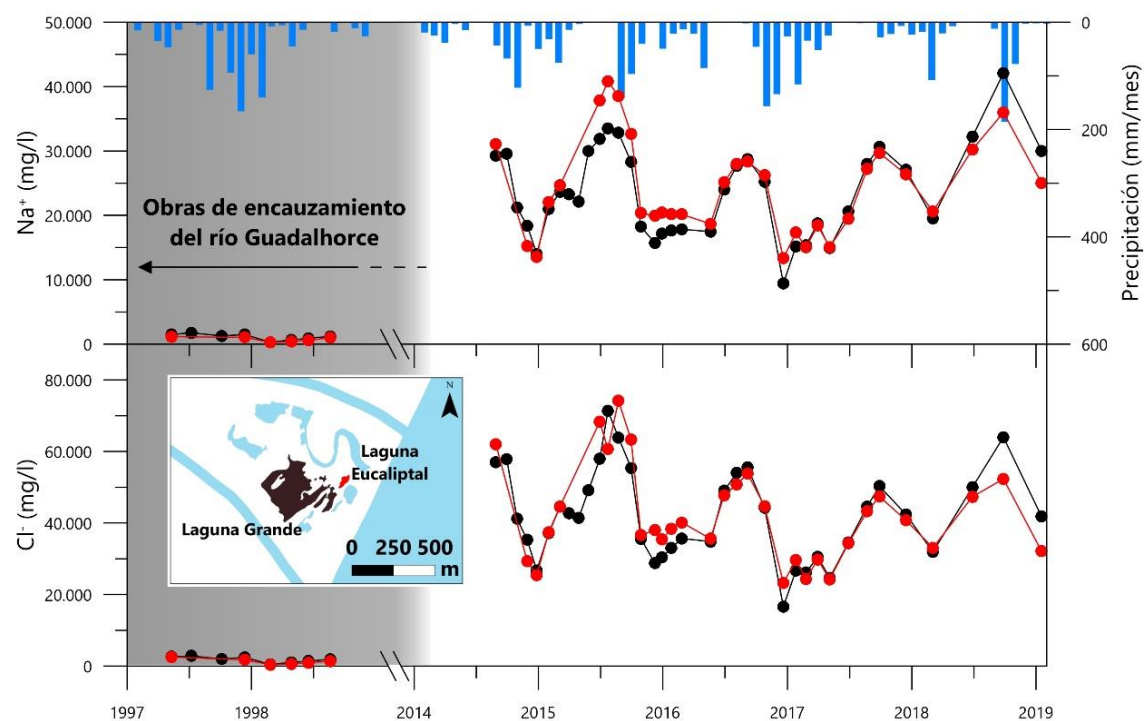


Figura 5.23. Representación gráfica de la evolución de la concentración de Na^+ y Cl^- entre 1997 y 2019 en las lagunas Grande y Eucaliptal

Tal incremento en la concentración de estos iones podría tener su explicación en un cambio de gran magnitud en la hidrología del área de desembocadura, como lo supuso el encauzamiento del río Guadalhorce.

5.2.1.3.2. Evolución temporal de la conductividad eléctrica

En la figura 5.24 se representa gráficamente la evolución temporal de la conductividad eléctrica (CE) del agua registrada en todos los humedales desde enero de 1995 hasta enero de 2019. Se encuentran aguas con valores de conductividad eléctrica que llegan a ser inferiores a 5 mS/cm, según medidas realizadas en la década de 1990, hasta aguas con valores superiores a los 150 mS/cm, en la actualidad. A falta de un análisis de tendencias pormenorizado, que será llevado a cabo posteriormente, se deduce una aparente tendencia ascendente, con aumentos de más de 100 mS/cm en el agua de algunas lagunas. La CE también presenta una marcada estacionalidad, regida por la precipitación y la temperatura (evaporación). Así, en periodos de mayor pluviometría y menor temperatura (menor evaporación), los valores de conductividad eléctrica son menores, mientras que durante el estiaje los valores son mayores debido a la mayor influencia de la evaporación.

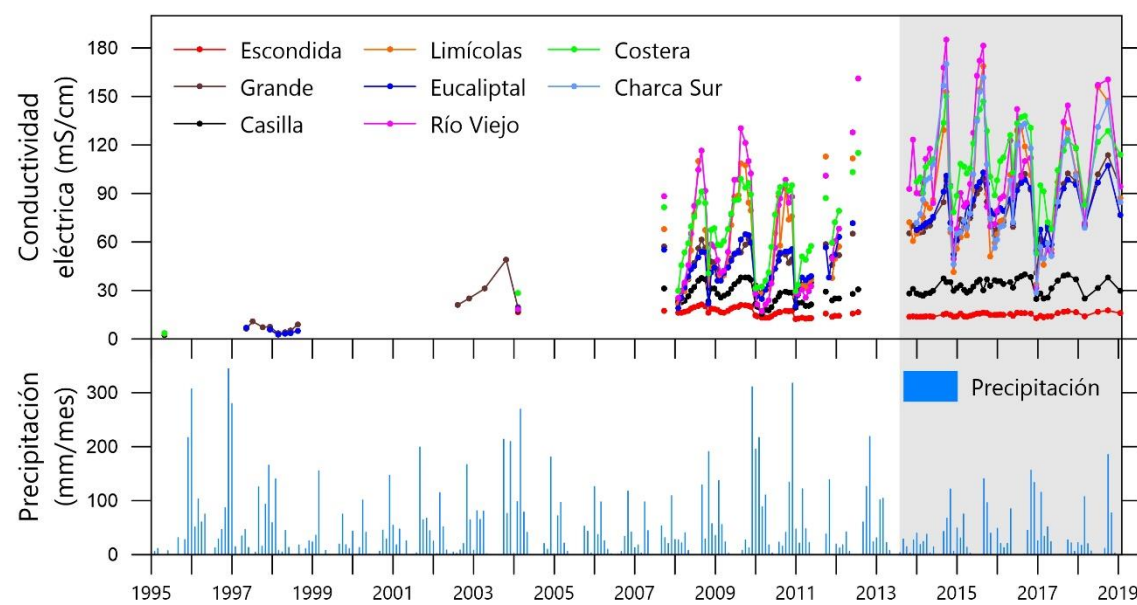


Figura 5.24. Evolución temporal de la conductividad eléctrica del agua en los humedales del complejo lagunar de la desembocadura del Guadalhorce entre enero de 1995 y enero de 2019. El periodo de estudio de la presente tesis doctoral se indica mediante el sombreado gris

La evolución permite, de nuevo, diferenciar los tres grupos de lagunas comentados anteriormente: uno, de menor salinidad y mayor distancia a la costa, formado por las lagunas Escondida y Casilla; otro, constituido por las lagunas Grande y Eucaliptal, cuyas aguas presentan una salinidad intermedia en el

contexto del complejo lagunar (Tabla 5.7), y un último grupo, de aguas más salinas y cercanas al borde costero, formado por las lagunas de Limícolas, Río Viejo, Costera y Charca Sur.

Tabla 5.7. Valores medios de conductividad eléctrica registrados en las aguas de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce durante el periodo 2013-2019

Laguna	Conductividad eléctrica media (mS/cm)	Laguna	Conductividad eléctrica media (mS/cm)
Escondida	14,9	Eucaliptal	80,5
Grande	78,4	Río Viejo	102,9
Casilla	32,5	Costera	109,6
Limícolas	89	Charca Sur	93,3

La figura 5.25 representa la conductividad eléctrica media del agua durante el periodo comprendido entre 2013 y 2019 para cada laguna. Los menores valores de conductividad eléctrica en las lagunas Escondida y Casilla, con respecto al resto de humedales, se deben a su distancia del borde costero y a la diferencia de calado en cada una (véanse cortes esquemáticos de la figura 5.25). Así, estas dos lagunas presentan columnas de agua mayores que el resto, por lo que el efecto de concentración de iones por evaporación es menor y el aporte de aguas subterráneas (de baja mineralización) mayor.

Los valores de CE del agua de los humedales (Fig. 5.24) presentan una aparente tendencia ascendente, por lo que resulta de interés estudiar la evolución espacio-temporal de este parámetro en dichas masas de agua (Fig. 5.26). Con el paso de los años se aprecia, de forma evidente, el aumento generalizado de la CE en la mayor parte de los humedales del complejo, a excepción de las lagunas Escondida y Casilla. Los valores se suavizan ligeramente con las precipitaciones de 2010, que influyen en las medias de 2011, aunque en ausencia de lluvias dichos valores vuelven a incrementarse. Así, parece que las lagunas más continentales y profundas -Escondida y Casilla- son menos propensas a esta salinización o han llegado a un punto de escaso incremento, lo que podría estar ocasionado por su mayor interacción con el agua del acuífero, de menor salinidad.

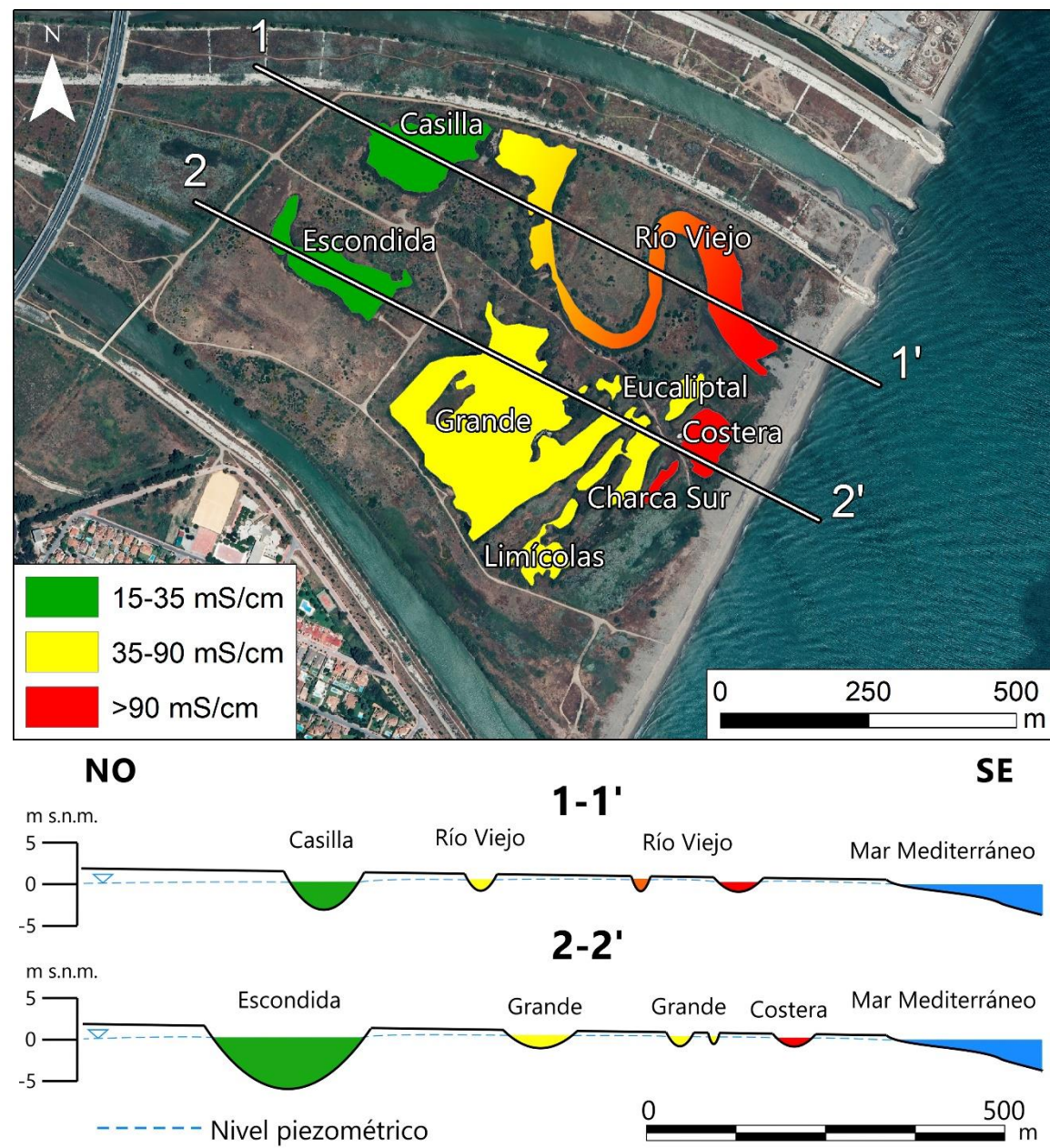


Figura 5.25. Conductividad eléctrica media registrada en el agua de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce durante el periodo 2013-2019 y cortes esquemáticos 1-1' y 2-2' con la magnitud relativa del calado de las lagunas

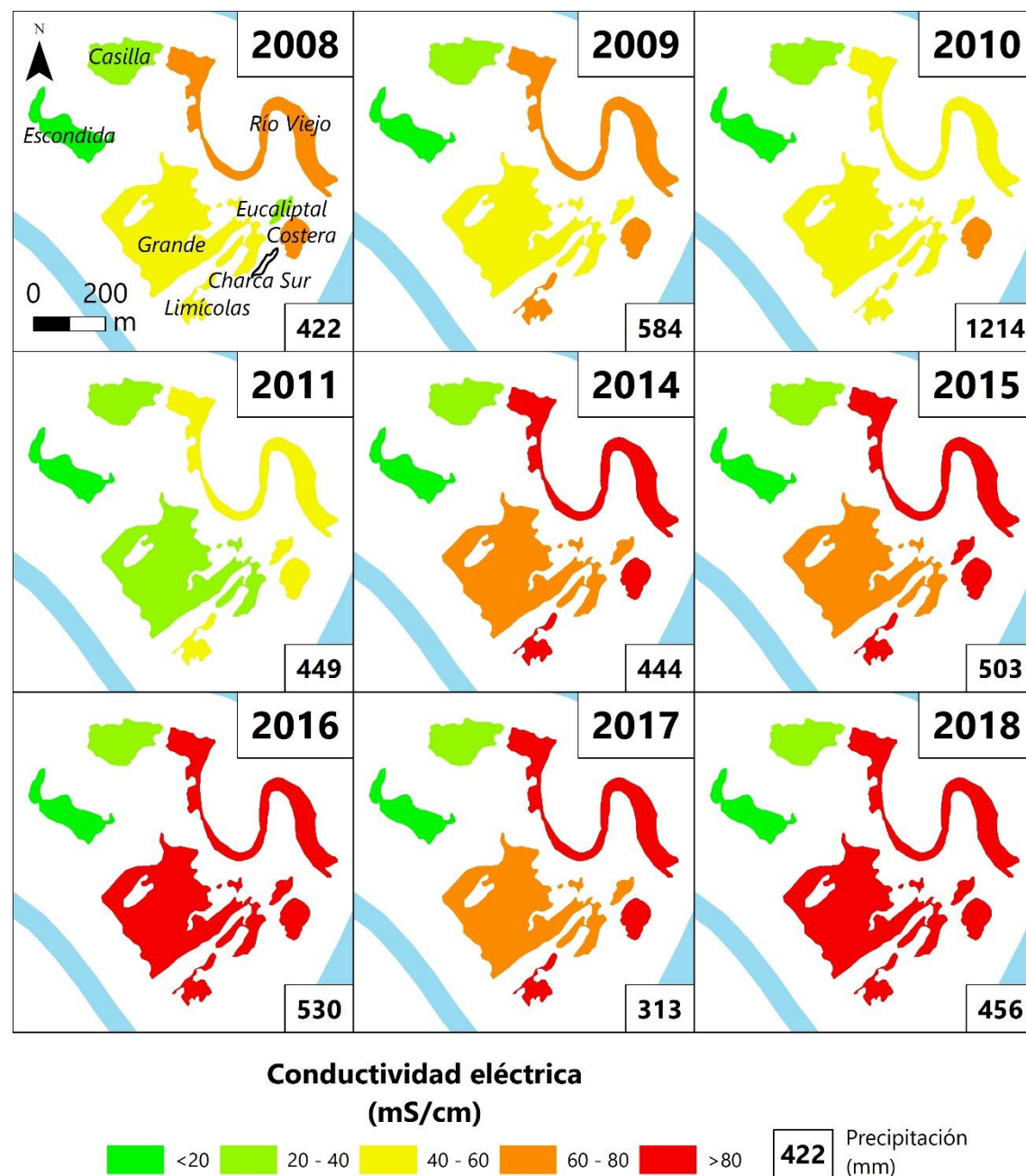
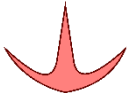








Figura 5.26. Valores medios anuales de conductividad eléctrica registrados en los humedales de la desembocadura del Guadalquivir entre 2008 y 2017. Véase la precipitación anual en la esquina inferior derecha de cada mapa

5.2.2. Evolución de tendencias

La cantidad de datos disponible y el periodo de registro de la CE del agua de los humedales -desde 1995 hasta 2019- permite llevar a cabo un análisis de tendencias (Tabla 5.8), para lo que se ha utilizado el test no paramétrico de Mann-Kendall, cuyos fundamentos se desarrollan en el apartado 1.5.3.4 de esta memoria.

Tabla 5.8. Resultados del test de Mann-Kendall efectuado sobre las series de datos de conductividad eléctrica del agua de los humedales de la desembocadura del Guadalhorce. Las celdas resaltadas en verde corresponden a tendencias ascendentes; las rojas, a tendencias descendentes

Variable	Escondida	Grande	Casilla	Limícolas	Eucaliptal	Río Viejo	Costera
Observaciones	95	107	96	94	100	95	94
Mínimo	12,25	2,78	2,43	3,39	2,58	17,09	3,66
Máximo	21,3	113,7	40	168,8	107,2	185	150,2
Media	15,77	55,17	29,44	71,5	56,96	83,34	86,61
SD	2,23	26,05	6,62	36,25	26,54	41,37	31,88
S	-922	3.350	1.303	1.311	2.865	1.048	1.932
Var(S)	85.074	123.147	87.884	82.323	99.808	85.082	82.324
p-valor (dos colas)	0,0016	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,0003	< 0,0001
alpha	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Tendencia							
Pendiente de Sen (mS/cm/año)	-0,2	3,4	0,5	4,3	3,4	4,1	3,2

El test permite constatar tendencias ascendentes de los valores de CE en el agua de todas las lagunas, a excepción de la laguna Escondida, en la que la tendencia es descendente. Esto tiene su explicación en que no existen medidas tomadas antes de 2003 y, por tanto, si ha tenido lugar un incremento de la CE no ha podido ser constatado con mediciones ni muestras de campo. Entre 1997 y 2003, además, tuvieron lugar las obras de encauzamiento de la desembocadura del río Guadalhorce, así como importantes movimientos de tierras y modificación de lagunas (Consejería de Medio Ambiente, 2005), que habrían ocasionado modificaciones de la hidrología superficial y subterránea.

La pendiente de Sen calculada es superior a 3 mS/cm de incremento anual para todas las lagunas, excepto para las menos salinas -Escondida y Casilla-, cuya evaluación de tendencia es más dudosa. El incremento de la conductividad eléctrica antes citado es muy notable y parece continuar en la actualidad.

5.3. ANÁLISIS DE LA INTERACCIÓN ENTRE LOS SISTEMAS HIDROLÓGICOS MEDIANTE DIVERSAS METODOLOGÍAS

La relación entre humedales y aguas subterráneas lleva siendo objeto de estudio en la hidrogeología desde hace varias décadas (Tóth, 1963; Winter, 1981; Llamas, 1982; González Bernáldez, 1987; Winter *et al.*, 1999; Rosenberry y LaBaugh, 2008), por lo que existe una gama de herramientas disponibles para determinar cuantitativa o cualitativamente la magnitud de dicha relación (Sophocleous, 2002; Kalbus *et al.*, 2006; Martínez-Santos *et al.*, 2010; Menció *et al.*, 2017). Estas técnicas incluyen variados tipos de análisis hidrodinámicos - registros de nivel y otras variables, mapas de isopiezas, análisis de series temporales- (Woessener, 2000; Brodie *et al.*, 2007) e hidroquímicos - componentes mayoritarios, isótopos, etc.- (Négrel *et al.*, 2003; Pretty *et al.*, 2006; Más-Pla *et al.*, 2013).

La presencia de diversos sistemas hidrológicos -lagunas, río, mar y acuífero-, en un área de escasamente 200 ha, hace necesaria una profundización en las relaciones que puedan tener lugar entre ellos.

5.3.1. Análisis de registros horarios

5.3.1.1. Registros de nivel del agua, conductividad eléctrica y temperatura

Los registros horarios de dichos parámetros obtenidos con los *data loggers* instalados durante el periodo de estudio (Fig. 5.27), así como de las precipitaciones y de las mareas, entre el 20/11/2016 y el 15/12/2016, se han representado en la figura 5.28. Se ha elegido un periodo con intensas lluvias (de hasta 79 mm/día) para comparar la respuesta a dichas lluvias en cada sistema.

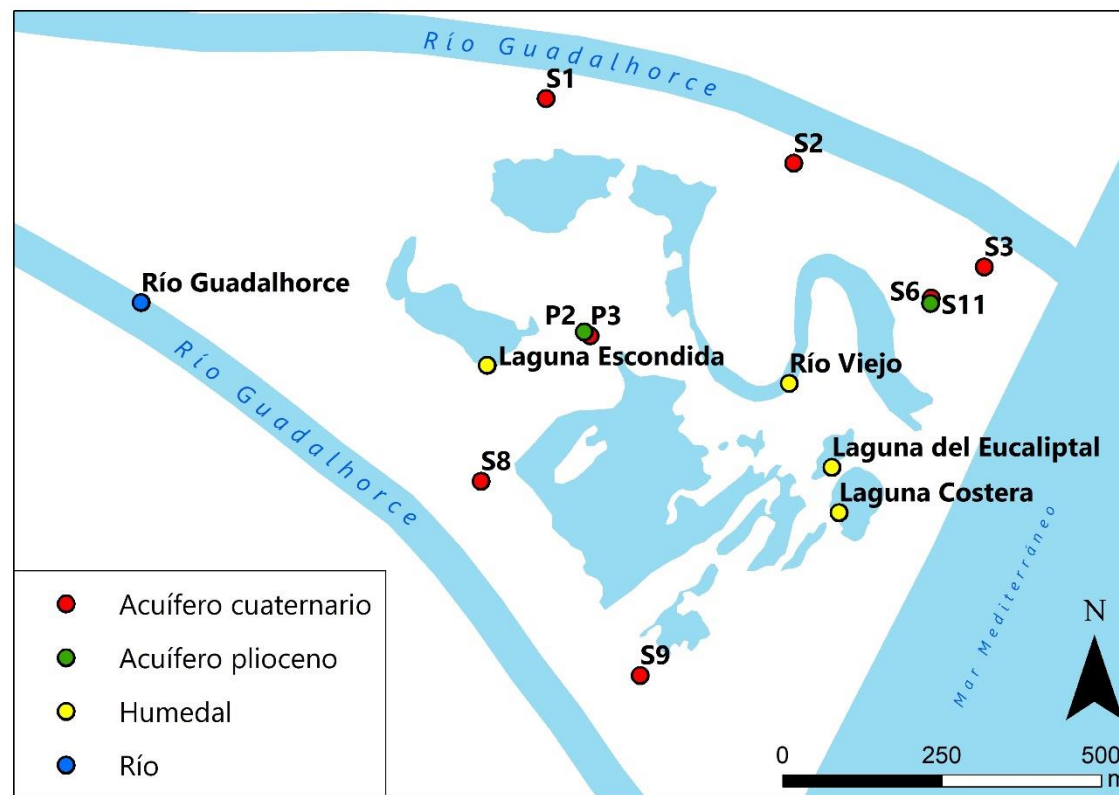


Figura 5.27. Puntos en los que se han instalado equipos de registro continuo durante el periodo de estudio

Las tormentas que tuvieron lugar ocasionaron un ascenso del nivel del agua del río Guadalhorce, en primer lugar, ya que es el sistema hidrológico más sensible a las precipitaciones. También se produjo una subida de niveles piezométricos en los acuíferos cuaternario y superior plioceno, de mayor rapidez y magnitud en el primero que en el segundo. La respuesta más retardada y amortiguada parece observarse en las lagunas, como efecto diferido del ascenso piezométrico del acuífero cuaternario, así como de la precipitación caída directamente sobre el vaso lagunar.

La influencia de las precipitaciones también se refleja en los registros de conductividad eléctrica de las aguas subterráneas, con fuertes descensos en la mayoría de los puntos debido a la dilución, aunque previamente se identifican ligeros aumentos de la misma, que podrían estar motivados por la movilización de aguas de mayor mineralización.

Finalmente, la temperatura de las aguas responde con disminuciones de la misma, debido al aporte de agua de recarga, más fría.

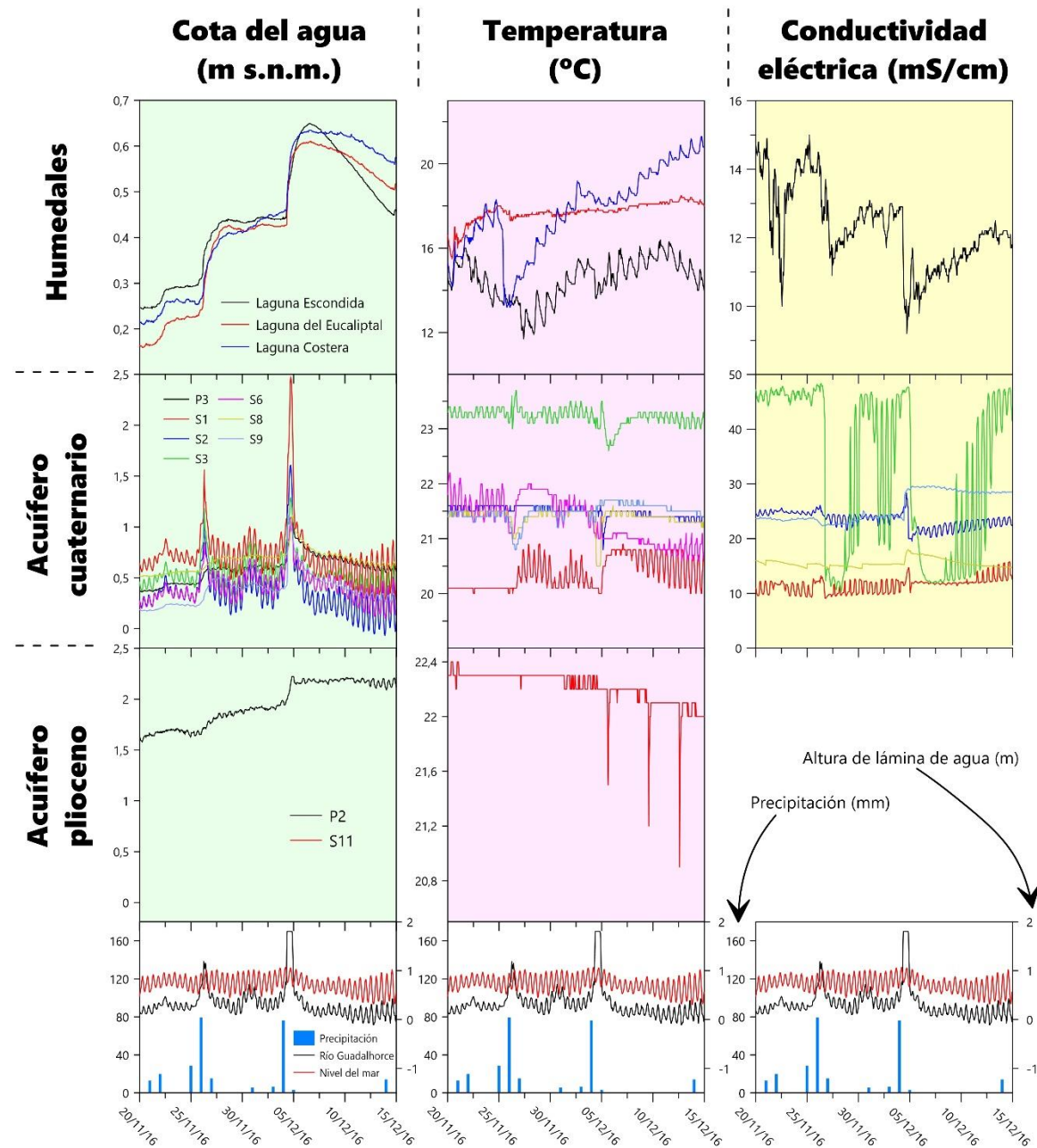


Figura 5.28. Evoluciones temporales de precipitaciones, mareas y datos obtenidos de los data loggers durante el periodo comprendido entre el 20 de noviembre y el 15 de diciembre de 2016

Dado que las lagunas apenas tienen cuenca vertiente, pueden despreciarse los aportes de escorrentía superficial. Por este motivo, los ascensos de altura de lámina de agua que se presentan en ellas son debidos básicamente a la precipitación directa sobre los humedales y al aporte de agua subterránea.

El río Guadalhorce es ganador en la desembocadura (véase apartado 3.3.2 de esta memoria), por lo que debe recibir cierto aporte desde el acuífero. No obstante, la evolución temporal de su altura de lámina de agua presenta una ligera similitud

a la evolución de las mareas (Fig. 5.28), dada la proximidad del equipo de registro al mar.

El cierre de los dos brazos del río Guadalhorce en su desembocadura en julio de 2016, debido a la acumulación de arena por la dinámica costera, favoreció el ascenso generalizado de la lámina de agua en el cauce (Fig. 5.29).

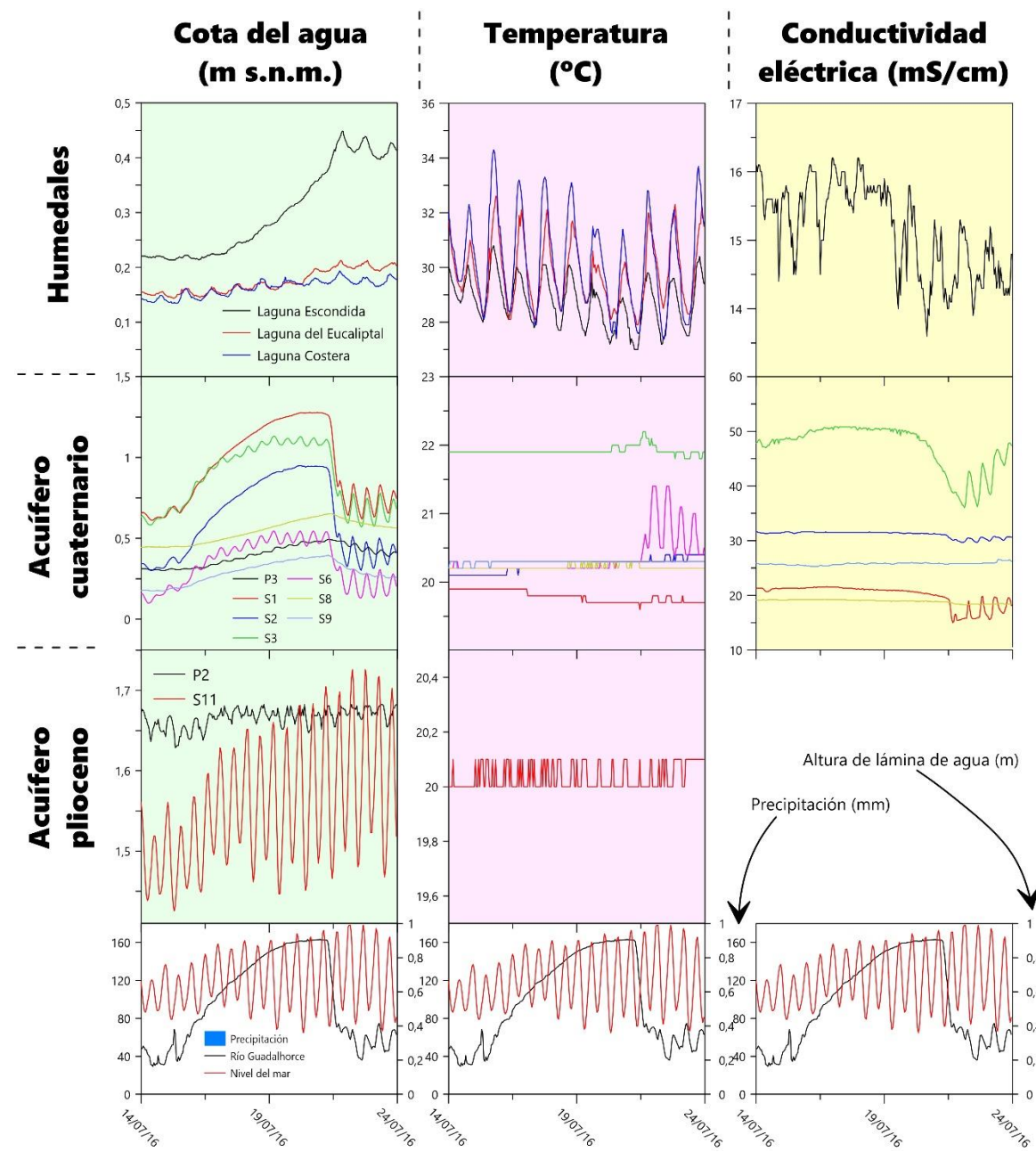


Figura 5.29. Evoluciones temporales de precipitaciones, mareas y datos obtenidos de los data loggers durante el periodo comprendido entre el 14 y el 24 de julio de 2016

El primer sistema hidrológico en responder fue el río, con una subida paulatina de la lámina de agua de más de 1 m, que se vio fielmente reflejada en el

nivel piezométrico del acuífero cuaternario, aunque con mayor definición en el sector norte de la desembocadura (sondeos S-1, S-2, S-3 y S-6). El ascenso se aprecia también en el acuífero plioceno, a pesar del carácter semiconfinado que presenta. Con mayor retardo y menor amplitud, el ascenso de niveles parece registrarse en las lagunas Eucaliptal y Escondida. En esta última, el punto máximo de ascenso se produce con unas 12 horas de retraso con respecto al máximo del río, previamente a la reapertura de los brazos. Además, la conductividad eléctrica del agua del acuífero cuaternario y de la laguna Escondida responden con ligeras diluciones al cierre de los brazos del río, debido a que la cota de este pudo ser superior a la de los otros sistemas y, por tanto, los recargaba con agua de menor mineralización.

Los niveles piezométricos de los acuíferos cuaternario y superior plioceno evidencian la influencia de las mareas, al igual que la evolución de la conductividad eléctrica y la temperatura de las aguas (Fig. 5.30). En las gráficas de los humedales se observan periodicidades diarias tanto en la altura de lámina como en la conductividad eléctrica y en la temperatura del agua, con ligeros desfases existentes entre estas variables.

El efecto de las mareas se observa muy ligeramente en los valores registrados de conductividad eléctrica y temperatura del agua en los puntos del acuífero cuaternario (Fig. 5.30). La CE y la temperatura del agua medidas en la laguna Escondida vuelven a mostrar variaciones diarias, también en los registros de temperatura disponibles en las lagunas Eucaliptal y Costera.

Una aproximación aún más detallada al comportamiento diario de los humedales se efectúa en la figura 5.31. En ella se sintetizan las variaciones diarias de variables registradas de forma continua en la laguna Escondida durante el periodo de tiempo comprendido en la figura anterior (Fig. 5.30), a las que se ha añadido el registro de cota piezométrica del sondeo P-3 y la temperatura del aire registrada en la estación Málaga (aeropuerto). Se ha tomado este sondeo, ranurado en el acuífero cuaternario, ya que es el más próximo al humedal.

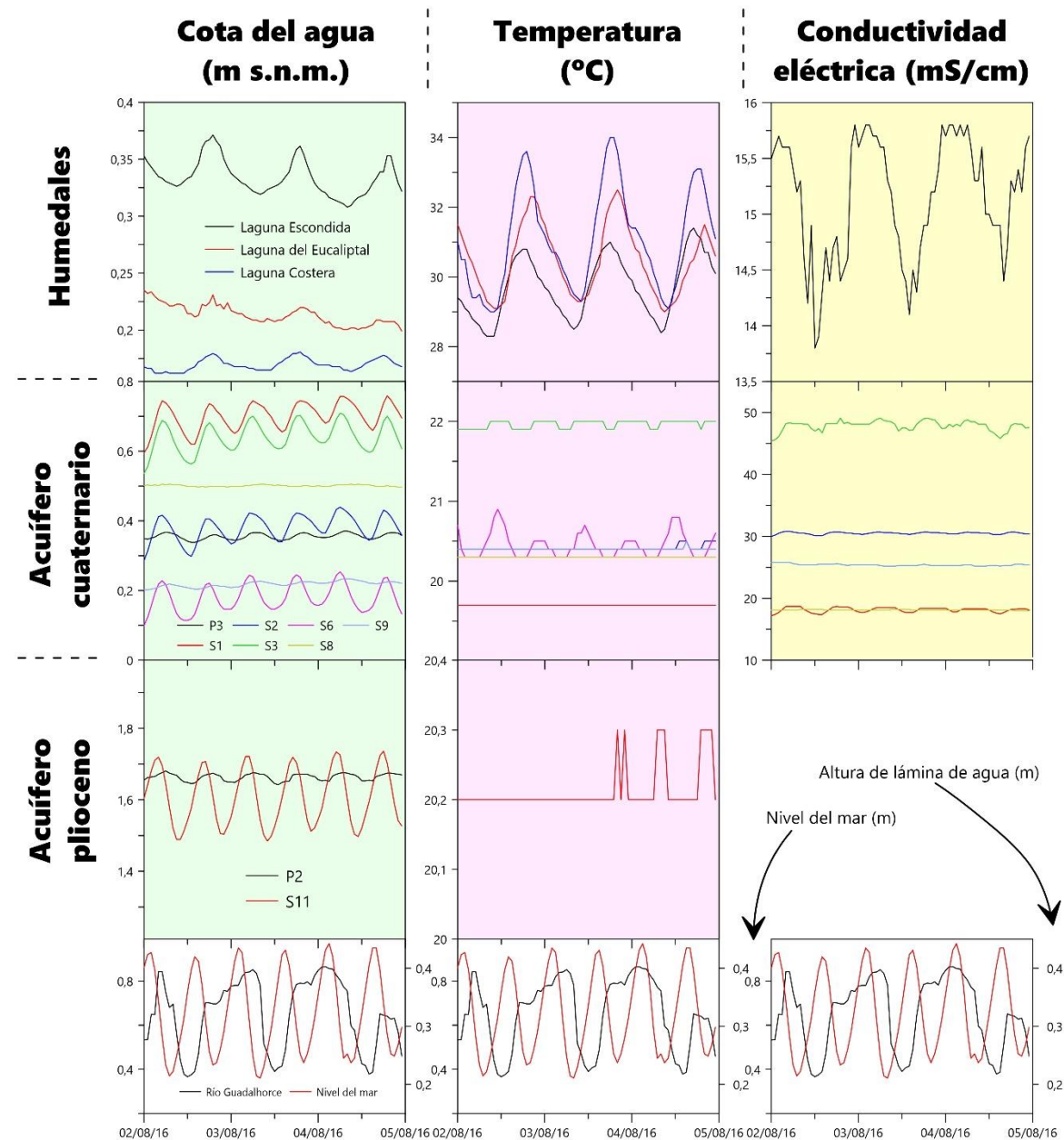


Figura 5.30. Evoluciones temporales de precipitaciones, mareas y datos obtenidos de los data loggers durante el periodo comprendido entre el 2 y el 5 de agosto de 2016

Se observa una relación inversa entre la temperatura del aire y el nivel del río Guadalquivir (Fig. 5.31), así como una influencia, retardada en el tiempo, del nivel del mar en las cotas piezométricas del sondeo P-3. También se constata que existe una coincidencia temporal entre la máxima cota piezométrica, debida a la segunda pleamar diaria, y la máxima cota limnimétrica en la laguna. Esta, a su vez, parece mostrar una relación bastante directa con la propia temperatura del agua del humedal, así como una relación inversa con la conductividad eléctrica. Cuando comienza a disminuir la CE se registran los mínimos de temperatura del agua del

humedal y preceden a los ascensos en el nivel del agua en el mismo. Esto podría deberse a una entrada de agua procedente del acuífero cuaternario, de menor CE, hacia la laguna Escondida y eventualmente a otras.

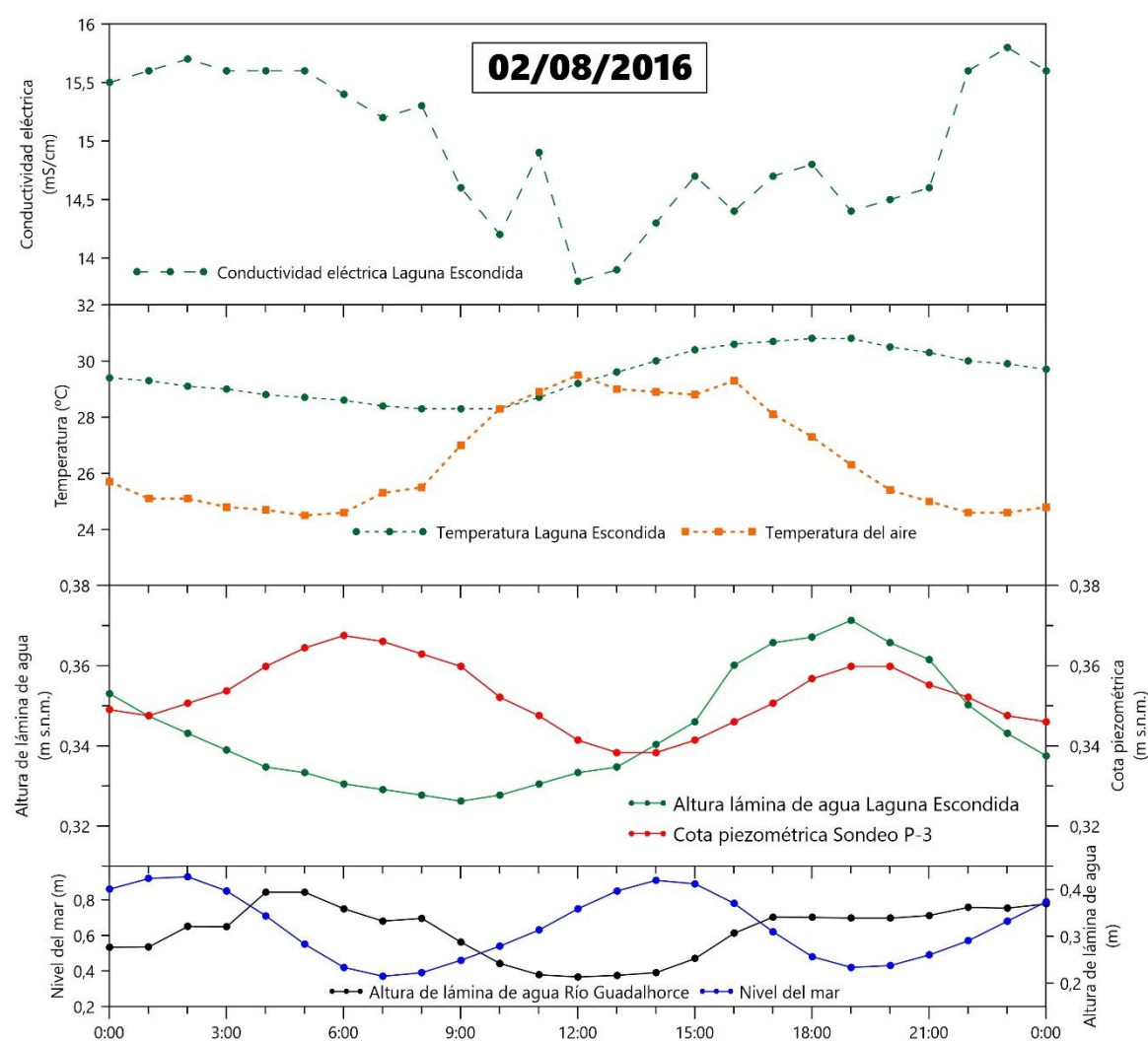


Figura 5.31. Evoluciones temporales de mareas y de la temperatura del aire, así como de los datos obtenidos de los data loggers instalados en el río Guadalhorce, en la laguna Escondida y en el sondeo P-3 del acuífero cuaternario durante el 2 de agosto de 2016

5.3.1.2. Isopiezas

Mediante mediciones topográficas de detalle, con un error de ± 8 mm y la referencia altimétrica del puerto de Málaga, se pudieron nivelar de forma precisa los puntos de agua existentes en el entorno de los humedales, así como la altura de lámina de agua en ellos existente. Esto ha posibilitado la elaboración de varios mapas de isopiezas (Figura 5.32) para un periodo húmedo -febrero de 2017- y uno seco -agosto 2017-.

5.3. Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas...

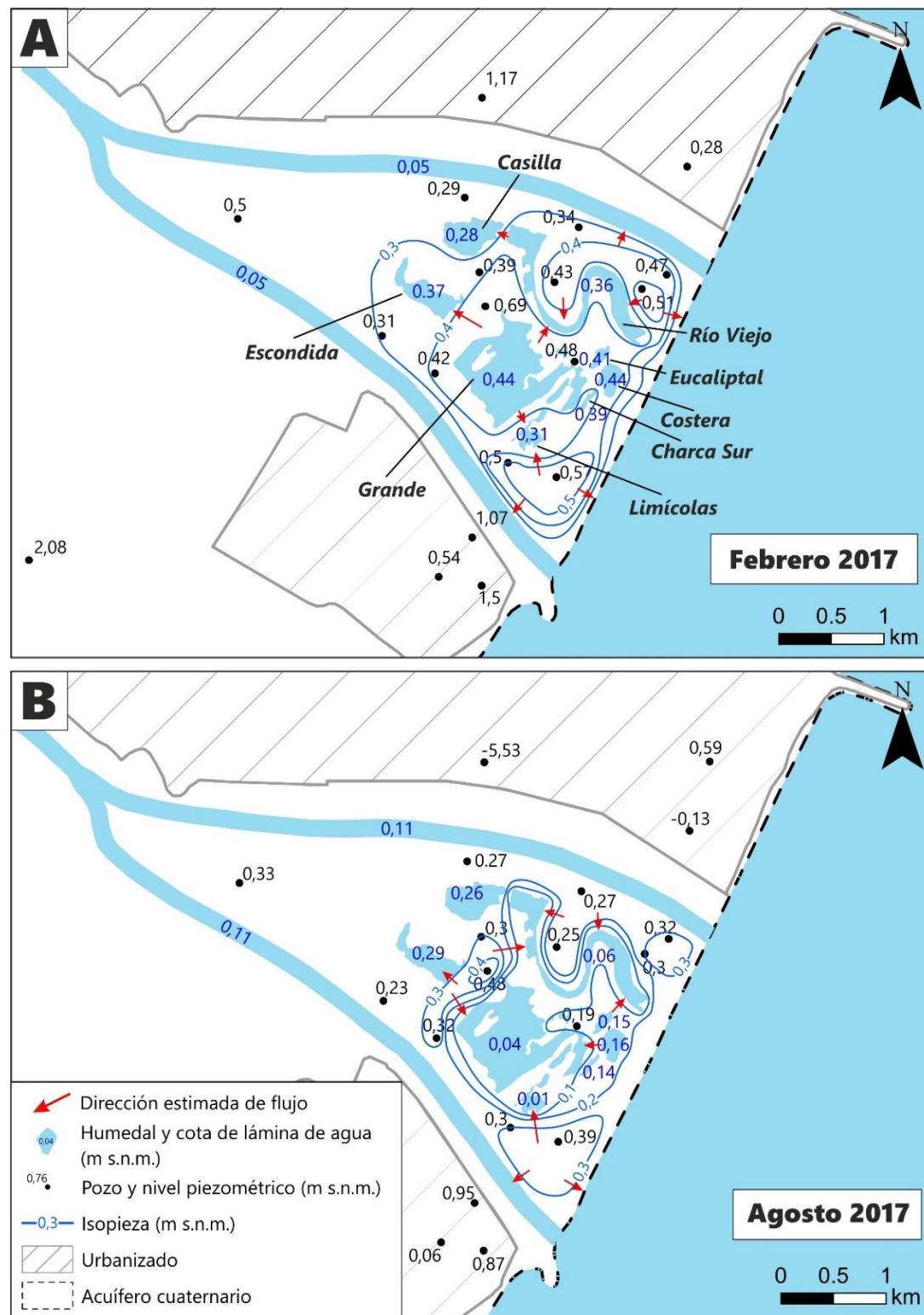


Figura 5.32. Mapa de isopiezas del área de la desembocadura del Guadalquivir en febrero (A) y agosto (B) de 2017

La cota del agua medida en los humedales es, generalmente, menor que en los pozos de su entorno. En febrero de 2017 (Fig. 5.32A) existe un tenue domo

piezométrico bajo las lagunas Grande, Eucaliptal y Costera, que induce un flujo subterráneo hacia las otras. Además, todos los flujos se dirigen de forma generalizada hacia los brazos del río Guadalhorce y hacia el mar Mediterráneo. Ha de tenerse en cuenta que los brazos del río tienden a asemejarse a un estuario, con una fuerte influencia mareal, por lo que podría decirse que su cota es la misma que la del mar Mediterráneo.

El esquema de flujo antes comentado cambia en agosto de 2017 (Fig. 5.32B), cuando se detecta una tenue depresión piezométrica en el entorno de las lagunas Grande, Limícolas y Río Viejo, producto de los procesos de evapotranspiración que tienen lugar. Se observa, asimismo, un pequeño domo piezométrico entre las lagunas Grande y Escondida, que divide el flujo entre ambas. No obstante, es difícil establecer un patrón detallado de flujo entre el acuífero cuaternario y los humedales debido a las diversas relaciones que son visibles en ambos periodos, así como a la incertidumbre que genera el poco rango de variación existente (<50 cm). Otro factor que añade complejidad a estas interpretaciones es el hecho de que las mediciones puntuales -tanto de cota piezométrica como de lámina de agua en los humedales- se realizaron a lo largo de varias horas, en un entorno en el que se ha comprobado la influencia de las mareas en el acuífero cuaternario, por lo que podría haber ligeras diferencias de cota entre las medidas a una hora determinada y las que se han reflejado en la figura 5.32. Las flechas rojas, que indican los flujos de agua, ayudan a entender mejor el funcionamiento de estas relaciones en distintas situaciones hidrodinámicas.

Por tanto, se observa que la hidrodinámica del acuífero cuaternario, al igual que la de los humedales, es variable a lo largo del año, en función de las precipitaciones y la temperatura (que controla la evapotranspiración), lo que tiene sus implicaciones a la hora de que una laguna pueda estar recargando al acuífero o, por el contrario, reciba agua del mismo. La incertidumbre propia de las isopiezas realizadas podría verse reducida mediante un incremento del número de piezómetros de observación del nivel piezométrico, debidamente nivelados, así como por la medida simultánea de todas las cotas -tanto piezométricas como limnimétricas-. De esta forma se eliminaría el posible error que pueda venir inducido por la influencia de las mareas en el acuífero a lo largo de una campaña

de piezometría, así como por el cambio diario en la cota de lámina de agua en los humedales o por la eventual inexactitud de las cotas de nivelación de referencia.

La figura 5.33 refleja la variabilidad del nivel de agua tanto en pozos como en humedales durante el periodo de junio de 2016 a diciembre de 2017, a partir de las mediciones puntuales efectuadas. Los puntos más cercanos al mar Mediterráneo y al brazo norte del río suelen presentar mayores amplitudes (nivel máximo – nivel mínimo) y mayores coeficientes de variación (CV) que los que se encuentran más hacia el oeste. Esto podría tener relación con la diferente naturaleza de los materiales subyacentes, aparentemente de mayor permeabilidad en las inmediaciones del brazo norte del río, que fue construido artificialmente con motivo del proyecto de encauzamiento.

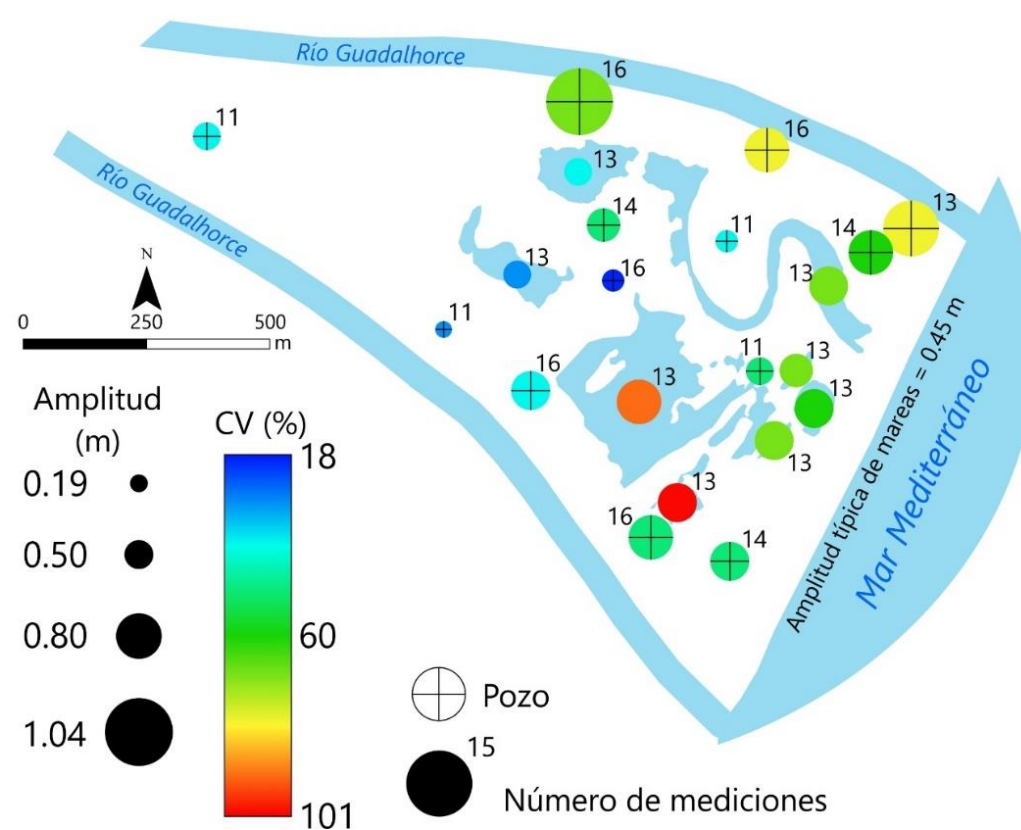


Figura 5.33. Mapa de variabilidad de niveles de agua en pozos y humedales de la desembocadura del Guadalhorce a partir de mediciones puntuales efectuadas entre junio de 2016 y diciembre de 2017

De acuerdo con las fluctuaciones piezométricas representadas en la figura 5.32, los valores de coeficiente de variación de los niveles de agua en las lagunas Grande y Limícolas son mayores que en los demás humedales. En ellas, el efecto

de las precipitaciones y la evaporación parece relativamente mayor. Sin embargo, en las lagunas Escondida y Casilla, el nivel de agua varía menos, probablemente porque la relación hidrogeológica de estas con el acuífero es más marcada (debido al mayor calado) y esto termina por amortiguar las variaciones.

5.3.2. Análisis de series temporales

Para llegar a un entendimiento más profundo de la hidrodinámica de los sistemas se han realizado diversos tratamientos de series temporales, como son el análisis espectral y análisis de *wavelets*. Se han considerado series de datos horarios de dos periodos diferentes: periodo A, que comprende del 14/11/2014 al 14/11/2016, para el que se han efectuado los análisis a largo (14/11/2014-14/11/2016) y corto término (01/03/2015-31/03/2015), cuyas evoluciones pueden verse en las figuras 5.34 y 5.35, respectivamente, y periodo B, comprendido entre el 14/06/2016 y el 14/12/2016.

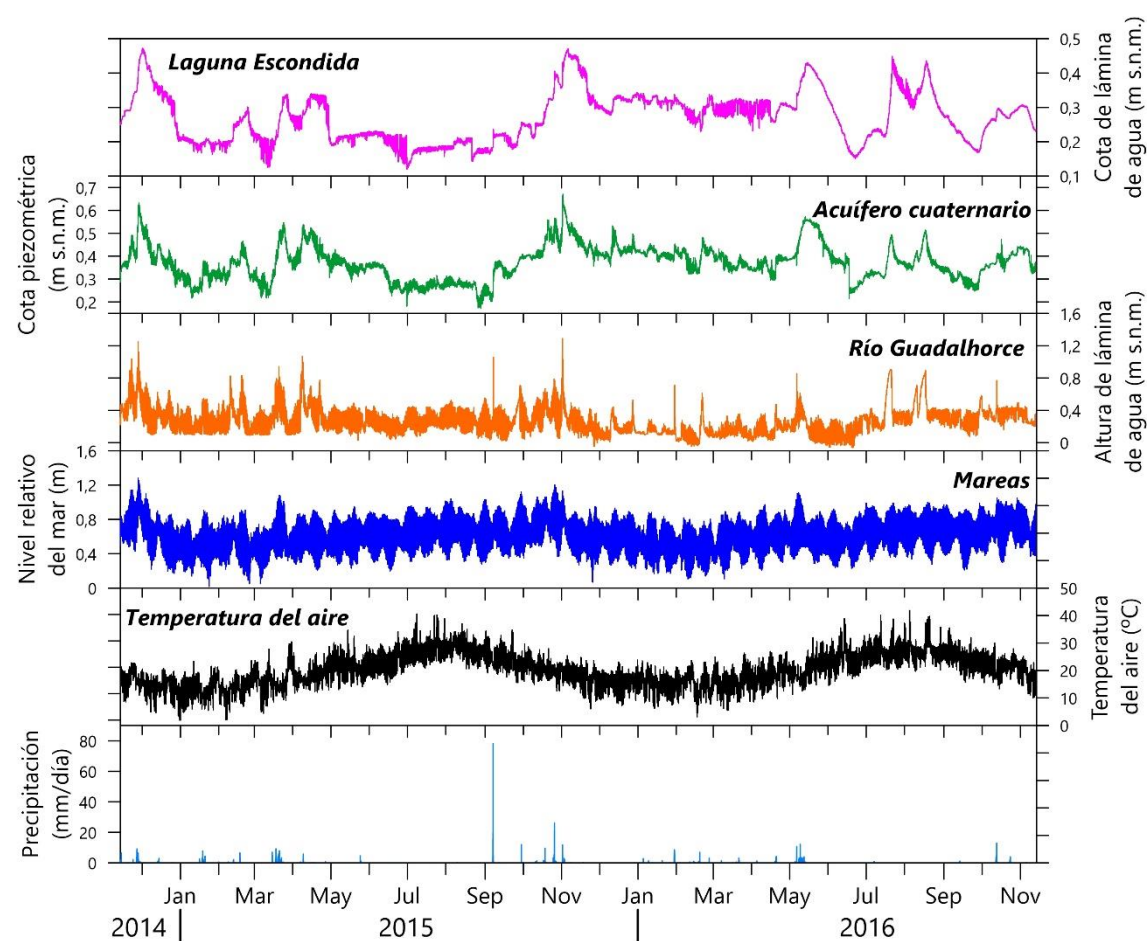


Figura 5.34. Series temporales de largo término del periodo A a las que se les ha aplicado el análisis espectral y de wavelet

En el periodo A se han tomado los datos de altura de lámina de agua y cota piezométrica procedentes de *data loggers* instalados en la laguna Escondida, en el sondeo P-3 -acuífero cuaternario- y en el río Guadalhorce, porque presentan una serie temporal más larga y continua. En el periodo B se han considerado 6 meses de registros, cuyas evoluciones, pertenecientes a todos los sistemas hidrológicos considerados en este sector, pueden verse en las figuras 3.24, 3.25, 3.26 y 5.18.

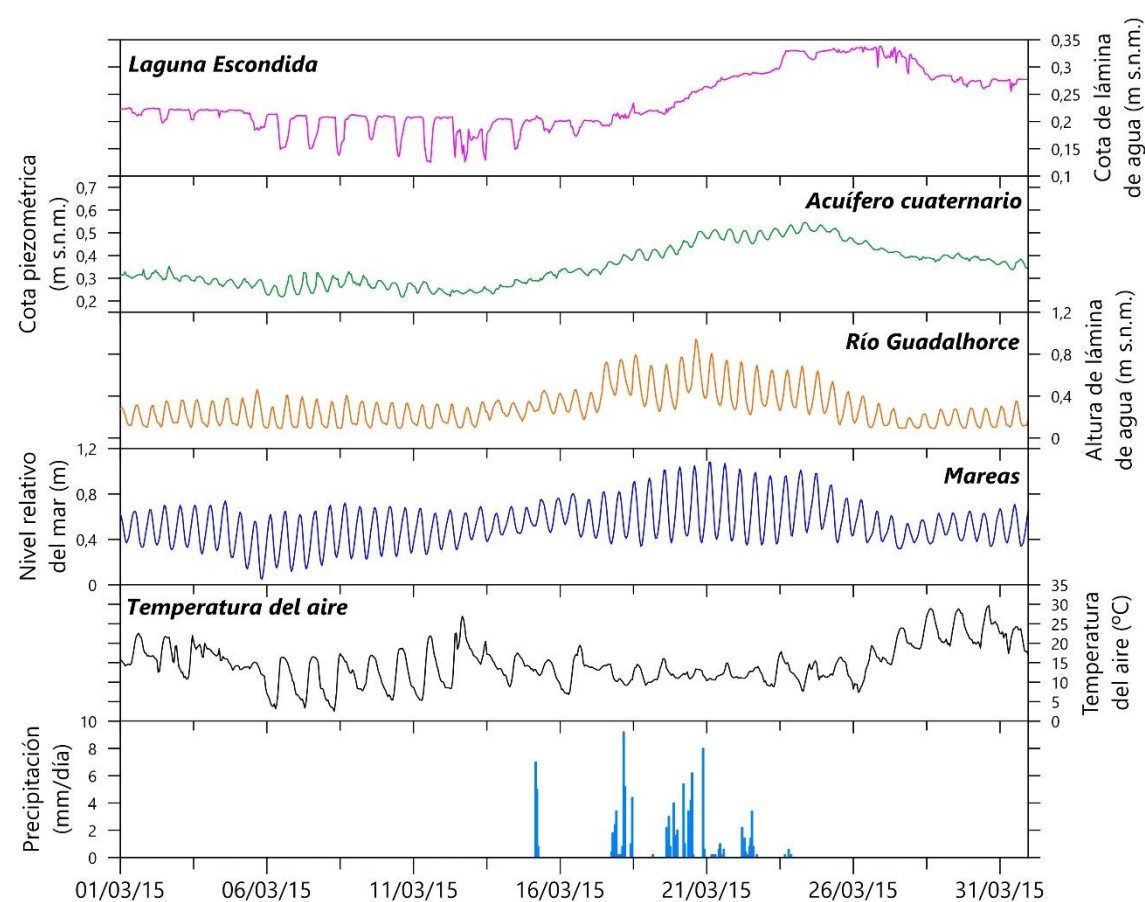


Figura 5.35. Series temporales de corto término del periodo A a las que se les ha aplicado el análisis espectral y de wavelet

5.3.2.1. Fundamento de los análisis de series temporales

Se han desarrollado diversas metodologías durante las últimas décadas para estudiar la señal hidrodinámica de una serie de datos. Algunos de estos métodos son el análisis correlatorio, espectral (Jenkins y Watts, 1968; Max, 1980; Box *et al.*, 1994) y, más recientemente, el análisis *wavelet*, que ha demostrado ser una herramienta muy poderosa para analizar series temporales de datos (Daubechies, 1990; Kumar y Foufoula-Georgiou, 1993).



5.3. Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas...

En varios trabajos previos se han aplicado este tipo de análisis a acuíferos aluviales (Zhou *et al.*, 2006) o kársticos (Mangin, 1984; Larocque *et al.*, 1998; Massei *et al.*, 2006). Sin embargo, solo algunos han implementado estos análisis en humedales (Foster, 2007; Ayuso *et al.*, 2019) para caracterizar su relación con otros sistemas hidrológicos. Kang y Lin (2007) investigaron, mediante análisis de *wavelet*, las relaciones entre precipitación, el caudal de un río y los niveles piezométricos en un acuífero aluvial.

De forma complementaria, el análisis de tendencias permite corroborar estadísticamente la eventual existencia de las mismas en una serie de datos (Mann, 1945; Kendall, 1975).

5.3.2.1.1. Análisis correlatorio cruzado

El correlograma, $C(k)$, es la función de autocorrelación para una serie temporal finita y muestra la dependencia entre valores para sucesivos pasos de tiempo. Esta es la memoria del sistema, por lo que a menor pendiente presente el correlograma, mayor influencia tendrá el proceso que genera la señal de salida. Esto se puede explicar del siguiente modo:

$$r(k) = \frac{C(k)}{C(0)}, \quad (1)$$

$$C(k) = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^{n-k} (x_t - \bar{x})(x_{t+k} - \bar{x}),$$

donde,

k es el paso de tiempo entre 0 y m ,

m es la ventana de observación,

n es la longitud de la serie temporal.

La ventana de observación (m) es el intervalo de datos para el análisis y permite describir los efectos a corto o largo término. El valor tomado normalmente es de $n/3$, siendo n el número de datos.

El análisis correlatorio cruzado permite conocer la relación entre una serie de datos de entrada (x_t) y la serie de datos de salida (y_t). Una función de correlación cruzada, $r_{xy}(k)$, define la intensidad y la influencia de la señal de entrada sobre la de salida, o viceversa. Por ejemplo, valores de $r_{xy}(k) > 0$ para $k > 0$ indican que la entrada condiciona la salida. Si el tiempo de retraso entre $k = 0$ y el valor más alto de $r_{xy}(k)$ se encuentra cerca del primero, la influencia de la señal de entrada será más rápida. La función de correlación cruzada se puede expresar como:

$$r(k) = \frac{c_{xy}(k)}{\sigma_x \sigma_y},$$

donde,

$C_{xy}(k)$ es el correlograma cruzado,

σ_x y σ_y son las desviaciones típicas de las series temporales.

5.3.2.1.2. Análisis espectral simple

El espectro de densidad de varianza es la transformada de Fourier del correlograma simple y permite descomponer la varianza total de una señal basada en la frecuencia (f), por lo que es complementario al análisis correlatorio. La función de densidad espectral, $S(f)$, permite distinguir las diferentes periodicidades de una señal mediante la identificación e interpretación de los picos:

$$S(f) = 2[1 + 2 \sum_{k=1}^m D(k)r(k)\cos(2\pi f k)],$$

$$D(k) = \frac{(1 + \cos \pi \frac{k}{m})}{2},$$

donde,

k es el paso de tiempo,

$f = j/2m$ a $j = 0, 1, 2, 3, \dots, m$,

$D(k)$ es un filtro $r(k)$ impuesto por la Transformada de Fourier (Filtro Tukey).

5.3.2.1.3. Análisis de *wavelet*

El análisis de *wavelet*, aplicado a series de datos hidrológicos, permite la detección de componentes no estacionarias y periódicas, a diferencia del análisis correlatorio y espectral. Fue desarrollado a partir de la transformada rápida de Fourier (Cooley y Tukey, 1965), la cual es una proyección del dominio temporal en el dominio de las frecuencias (ω):

$$S(\omega) = \int_{-\infty}^{+\infty} x(t)y(t, \omega)dt, ($$

$$y(t, \omega) = e^{i2\pi\omega t},$$

El análisis de Fourier utiliza una longitud infinita de senos y cosenos para representar la señal original, pero el análisis de *wavelet* descompone la serie de datos en *wavelets*, que son oscilaciones localizadas en el tiempo, mediante el incremento y traslación de una función *wavelet* madre (ψ). La transformada *wavelet* puede expresarse como:

$$W(\omega, \tau, x(t)) = \omega^{1/2} \int x(t)\psi^*(\omega(t - \tau))dt,$$

donde,

ω es el factor de escala (frecuencia),

τ es el cambio de tiempo,

t es tiempo,

$x(t)$ es la serie temporal,

y ψ^* es el complejo conjugado de ψ , la función *wavelet* madre.

Hay diversos tipos de *wavelets* madre dependiendo del orden empleado. En este trabajo, se utiliza la función *wavelet* de Morlet (Morlet *et al.*, 1982) para la transformada continua *wavelet*:

$$\psi = e^{-i\omega_0 t} e^{(-t^2/2)},$$

donde,

$\psi(t)$ es la función *wavelet*,

i es el símbolo imaginario de un número complejo,

y ω_0 es la frecuencia no dimensional ($\omega_0 = 6$).

Esta es la mejor función para la descripción de señales hidrológicas, con un buen balance entre el tiempo y la localización de la frecuencia (Kumar y Foufoula-Georgiou, 1993; Gaucherel, 2002; Labat, 2005; Kang y Lin, 2007). Es posible calcular el espectro de energía *wavelet* para diferentes escalas y localizaciones temporales:

$$P_w(\omega, \tau) = |W(\omega, \tau, x(t))|^2,$$

La transformada continua *wavelet* ofrece una buena y continua descomposición de la señal n en el espacio (Farge, 1992). Esto permite calcular la transformada *wavelet*, W , de una serie de datos, X :

$$W_n^X(\omega) = \sqrt{\frac{\delta t}{\omega} \sum_{k'=1}^N X_{n'} \psi^* \left[(k - n) \frac{\delta t}{\omega} \right]},$$

donde,

δt son los pasos de tiempo uniformes,

k' es un íntegro entre 1 y N ,

y x_n es la serie temporal.

5.3.2.2. Resultados del análisis espectral

El análisis espectral permite la identificación de frecuencias correspondientes a periodicidades promedio que pueden tener lugar en una serie temporal de datos. La aplicación de esta técnica a la serie de datos del periodo A pone de manifiesto la existencia de diversos periodos claramente marcados (Fig. 5.36). Se detecta un periodo de 24 horas en el registro de temperatura del aire, tanto para largo como para corto término, que se reproduce en la señal de la laguna Escondida, aunque con menor intensidad. Los registros de mareas, río Guadalhorce y acuífero cuaternario (P-3 en el inventario) muestran señales periódicas de 12 horas, producto de la influencia del mar sobre los otros dos sistemas hidrológicos.

No se aprecian diferencias significativas entre el análisis a largo término y a corto término en cuanto a las periodicidades detectadas, pero sí en la magnitud de la señal de 24 horas de la laguna Escondida. Esta señal, analizada durante los dos años de registro a largo término, es más frecuente e intensa que la caracterizada durante sólo un mes.

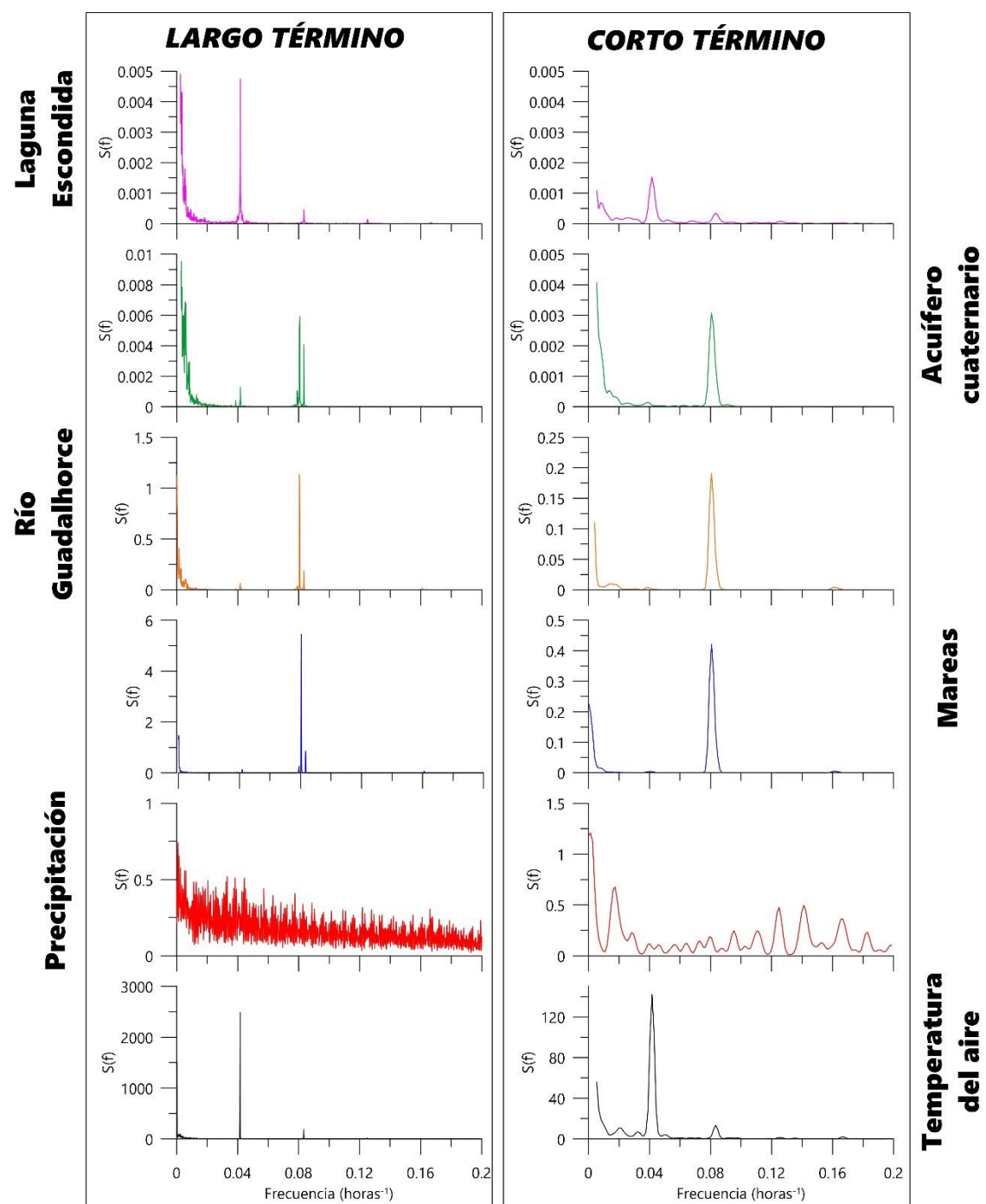


Figura 5.36. Resultados del análisis espectral llevado a cabo en las series de datos del periodo A

El análisis espectral efectuado con los registros horarios de niveles de agua superficial y subterránea del periodo B (Fig. 5.37) ofrece unos resultados similares a los obtenidos para el periodo A.

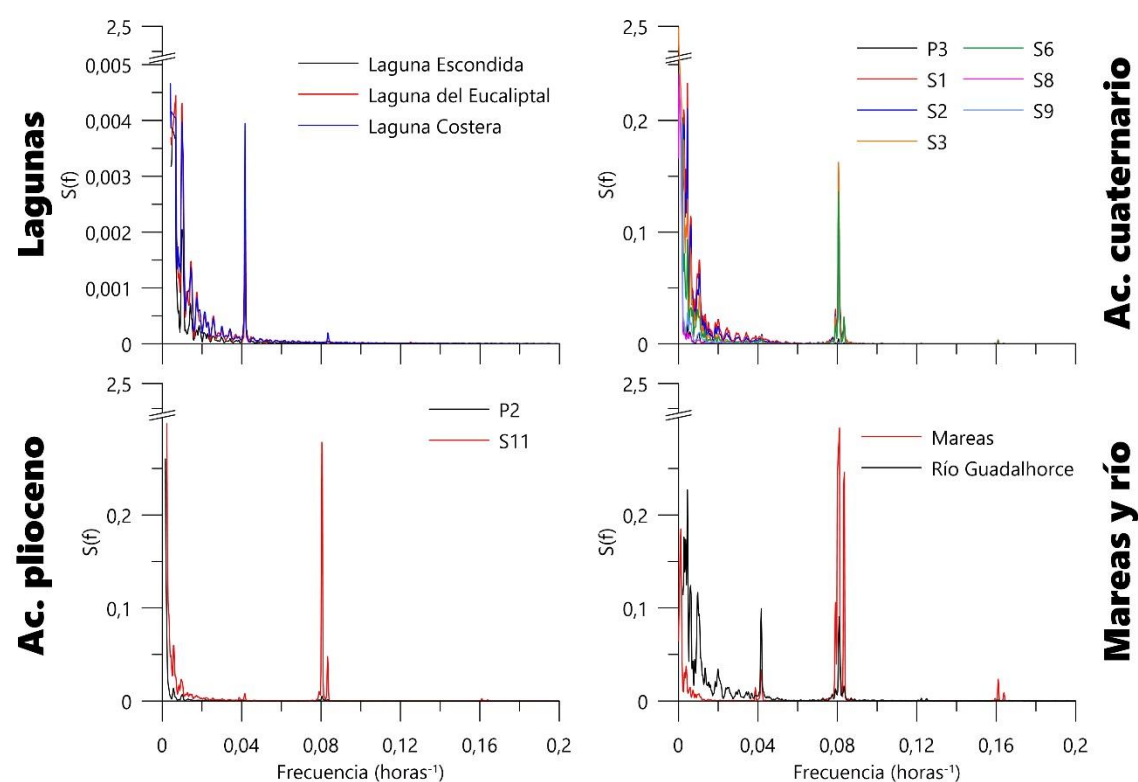


Figura 5.37. Resultados del análisis espectral llevado a cabo con los registros de nivel de agua en piezómetros, humedales y río en el periodo B

Se registra una periodicidad muy marcada de 24 horas en las lagunas, mientras que el periodo de 12 horas, que es característico de las mareas, se refleja muy ligeramente en la laguna Costera y, en mayor medida, en los espectros de los acuíferos cuaternario y plioceno, así como en el río Guadalhorce, aunque en este es también visible una periodicidad de 24 horas. Esta última podría deberse a que, al tratarse de un tramo fluvial con unas características asimilables a las de un estuario, con poco flujo, sufre una mayor influencia de la evaporación diaria, así como a que durante los meses de julio y agosto los brazos del río se colmataron de arena y el agua se estancó en este tramo. Fernández-Ayuso *et al.* (2019) detectaron periodos de 12 horas en el acuífero libre del entorno de la laguna de Santa Olalla, en el Parque Nacional de Doñana, así como periodos de 24 horas en el humedal, lo que pone de manifiesto un comportamiento similar a las lagunas que se estudian en la presente tesis doctoral, según el cual la señal semidiurna de las mareas no es

capaz de verse reflejada en el humedal mediante este tipo de análisis. Existe algún antecedente en el que no se detecta la influencia de las mareas en lagunas costeras (Quintana *et al.*, 1998).

El análisis espectral de las señales hidrodinámicas de los sistemas hidrológicos estudiados pone de manifiesto que el mar Mediterráneo, por medio de las mareas, es el principal agente que influye en los niveles del agua en el río Guadalhorce -en la desembocadura- y en los acuíferos cuaternario y plioceno. En este último resulta destacable la señal de las mareas, más atenuada en el punto P-2 que en S-11, a pesar del carácter semiconfinado que presenta y de que no existe intrusión marina en el mismo. No obstante, la detección de periodicidades asociadas a las mareas en este acuífero demuestra que debe existir una conexión, más o menos difusa, con el mar Mediterráneo. En el acuífero cuaternario, por otro lado, se detecta la señal en todos los puntos analizados, aunque es de mucha menor intensidad en los puntos S-8 y S-9, algo que volvería a demostrar la menor permeabilidad del acuífero en el sector más cercano al brazo sur del Guadalhorce. Finalmente, con el análisis espectral no se detecta una señal de magnitud considerable en las lagunas que se pueda asociar a las mareas, ya que se obtiene un pico de 12 horas de periodicidad, pero de muy poca intensidad -menos bajo en la laguna Costera que en las demás-, por lo que podría interpretarse que la mayor parte de la evolución diaria del nivel en los humedales viene determinada principalmente por la evaporación. Aun así, existe una relación entre el mar Mediterráneo y las lagunas, que se ve atenuada a través del acuífero cuaternario, dadas las evidencias comentadas en apartados anteriores.

Los espectros de densidad correspondientes a los registros de precipitación y temperatura del aire, así como a la CE y temperatura del agua, durante el periodo B (Fig. 5.38) ponen de manifiesto el mismo comportamiento que los niveles de agua. Tanto la CE como la temperatura del agua de las lagunas muestran periodicidades de 24 horas, así como de 12 horas en la temperatura. En los acuíferos es el periodo de 12 horas, ligado a las mareas, el más visible. En cambio, en la precipitación no se observa periodicidad alguna, al contrario que en el registro de temperatura del aire, en el que predomina un periodo de 24 horas, seguido de otros de menor intensidad.

Se vuelve a corroborar la influencia de las mareas en los acuíferos, así como la que ejerce la evaporación diaria sobre las lagunas. No obstante, es destacable la señal de 12 horas detectada en la temperatura del agua de los humedales, la cual presenta mayor intensidad en la laguna Costera que en las otras. Esta laguna es la más próxima a la línea de costa, lo que sumado a la detección de esta señal junto a la pequeña periodicidad de 12 horas detectada en el análisis espectral de la altura limnimétrica, pone de manifiesto una influencia mayor del mar Mediterráneo.

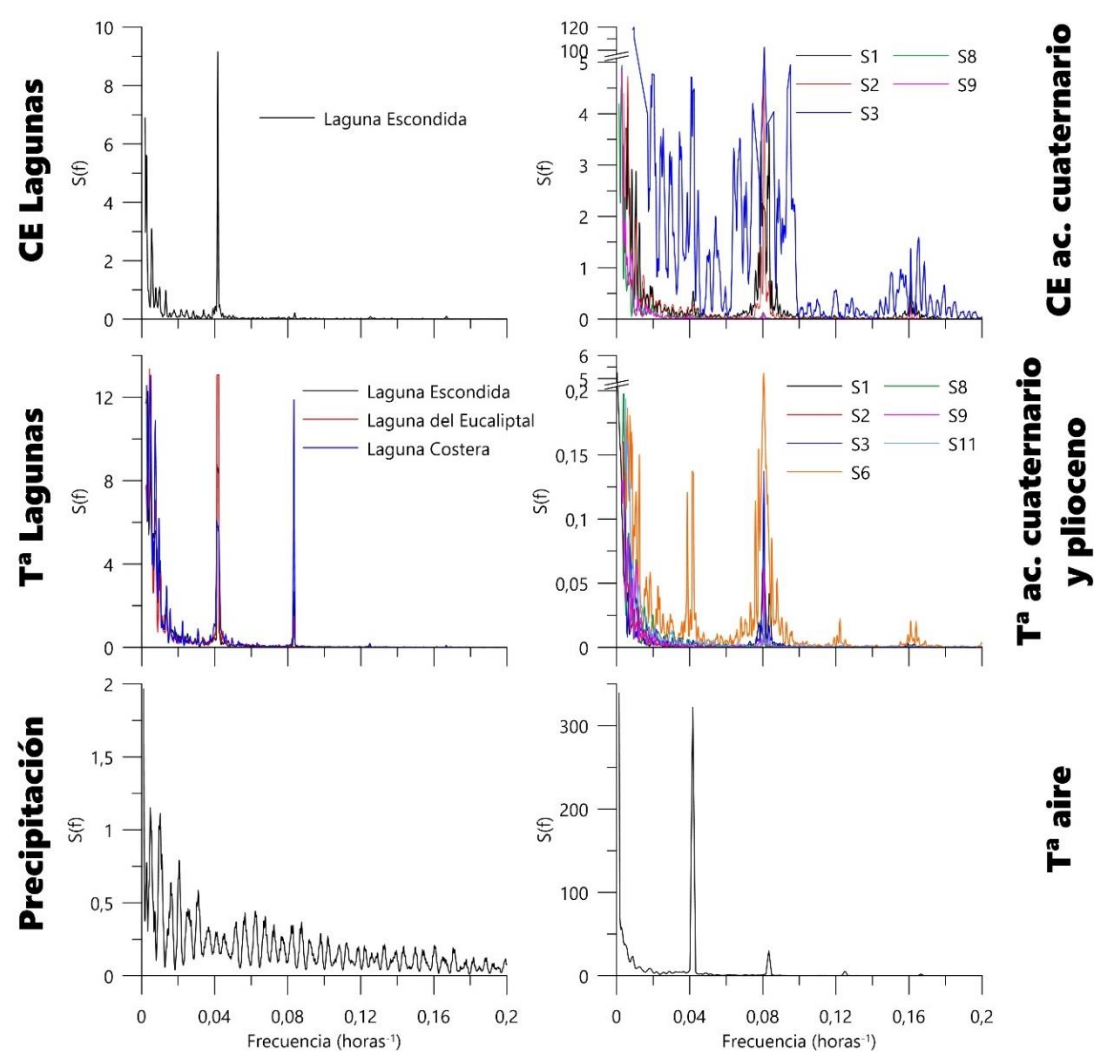


Figura 5.38. Resultados del análisis espectral llevado a cabo para los registros de conductividad eléctrica y temperatura del agua en piezómetros y humedales, así como de la precipitación y temperatura del aire correspondiente al periodo B

5.3.2.3. Análisis de la transformada continua wavelet

El análisis *wavelet* permite la identificación de las señales periódicas que se repiten en una serie temporal, así como los intervalos de tiempo en los que se producen. Se ha aplicado esta técnica a los dos periodos considerados.

Para el periodo A se ha llevado a cabo este análisis a largo y corto término (Figs. 5.39 y 5.40, respectivamente), lo que ha permitido corroborar las señales periódicas antes deducidas en el análisis espectral (Fig. 5.36).

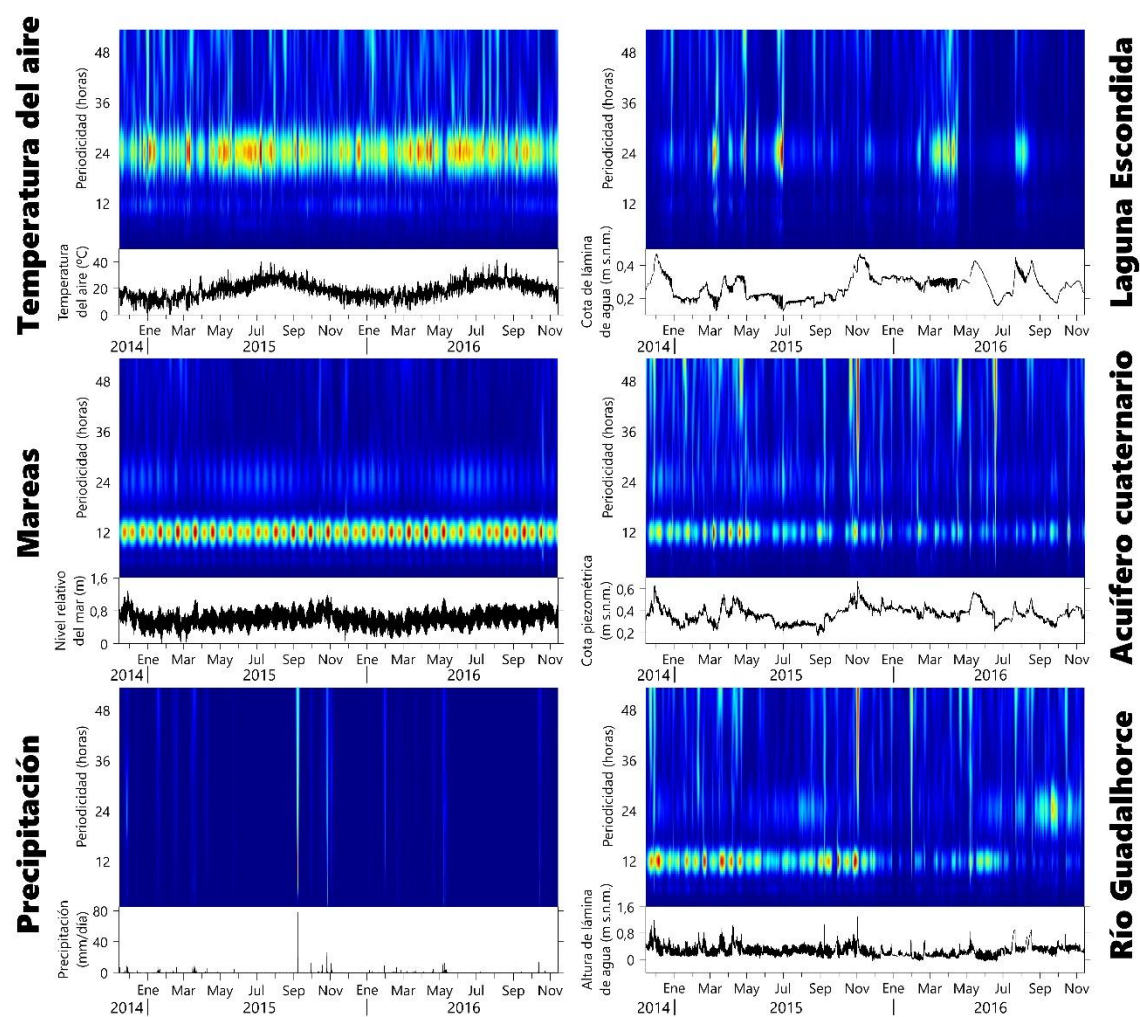


Figura 5.39. Análisis wavelet a largo término de los registros correspondientes al periodo A

Se observan periodicidades de 24 horas en la temperatura del aire y en el nivel de la laguna Escondida, y de 12 horas en las mareas, en el acuífero cuaternario y en el río Guadalhorce, mientras que nada se aprecia en la precipitación. Hay que destacar la periodicidad de 24 horas se detecta en el río Guadalhorce desde julio de 2016, cuando se quedaron cerrados los brazos del río y, por tanto, disminuyó la influencia directa del mar Mediterráneo.

En el análisis a corto término (Fig. 5.40) es perceptible, por una parte, la semejanza entre los espectros de la temperatura del aire y el nivel del agua de la

5.3. Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas...

laguna. Por otra parte, este último análisis pone de manifiesto, de forma más clara, grandes similitudes entre las mareas, el río Guadalhorce y el acuífero cuaternario.

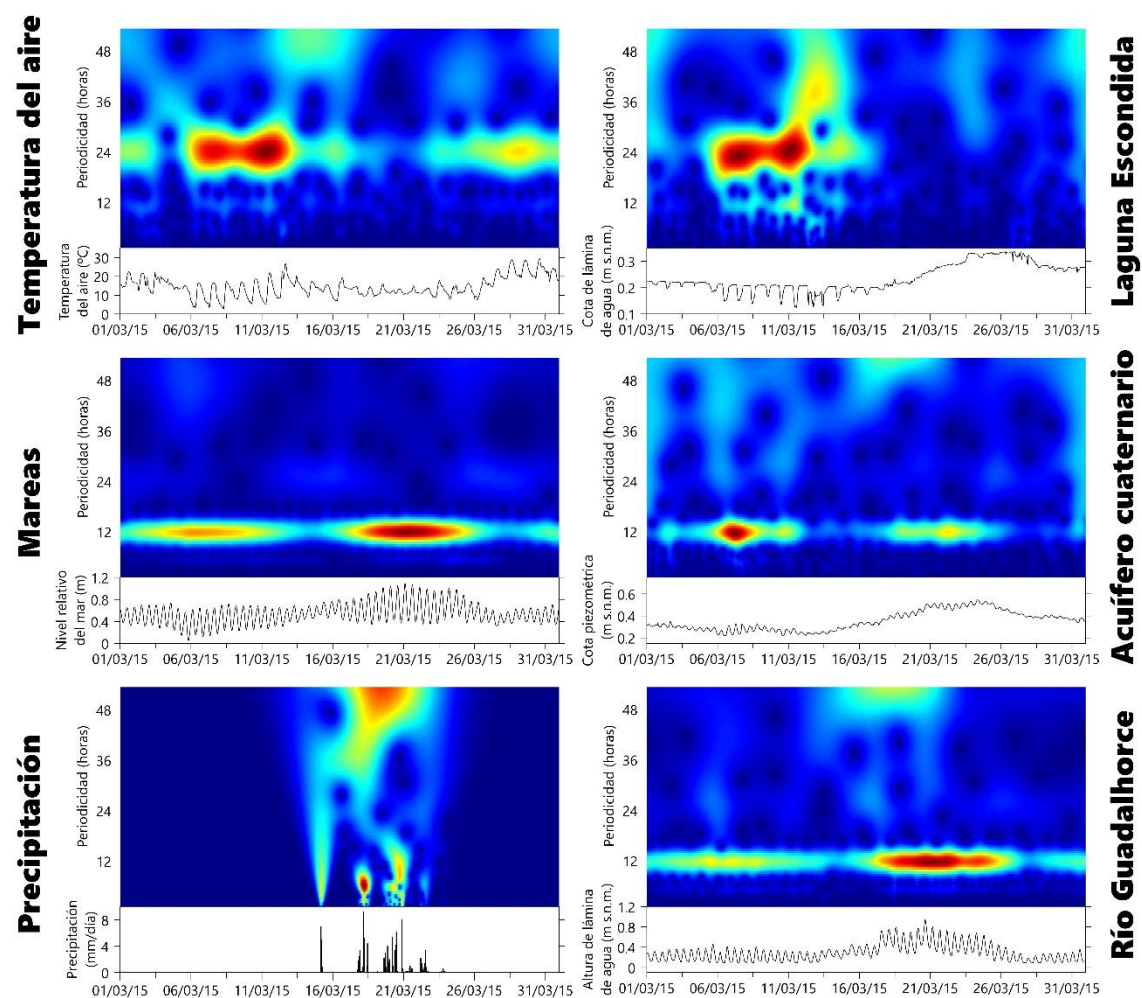


Figura 5.40. Análisis wavelet a corto término de los registros correspondientes al periodo A

El análisis *wavelet* del registro de precipitación con las series de datos del periodo B (Fig. 5.41) no permite obtener conclusiones, mientras que el de temperatura del aire evidencia una periodicidad de 24 horas muy marcada.

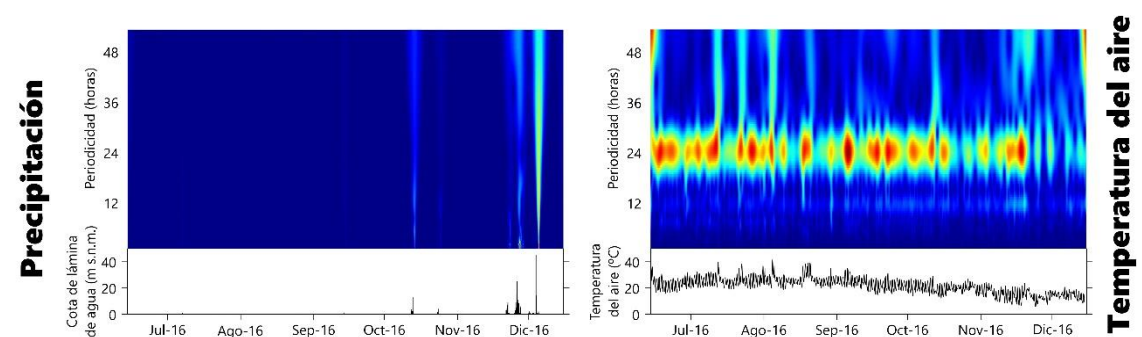


Figura 5.41. Análisis wavelet con los registros correspondientes al periodo B de las series de datos de precipitación y de temperatura del aire

5.3. Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas...

En las figuras 5.42 y 5.43 se muestran los resultados del análisis *wavelet* efectuado a los registros de niveles y cotas piezométricas correspondientes al periodo B.

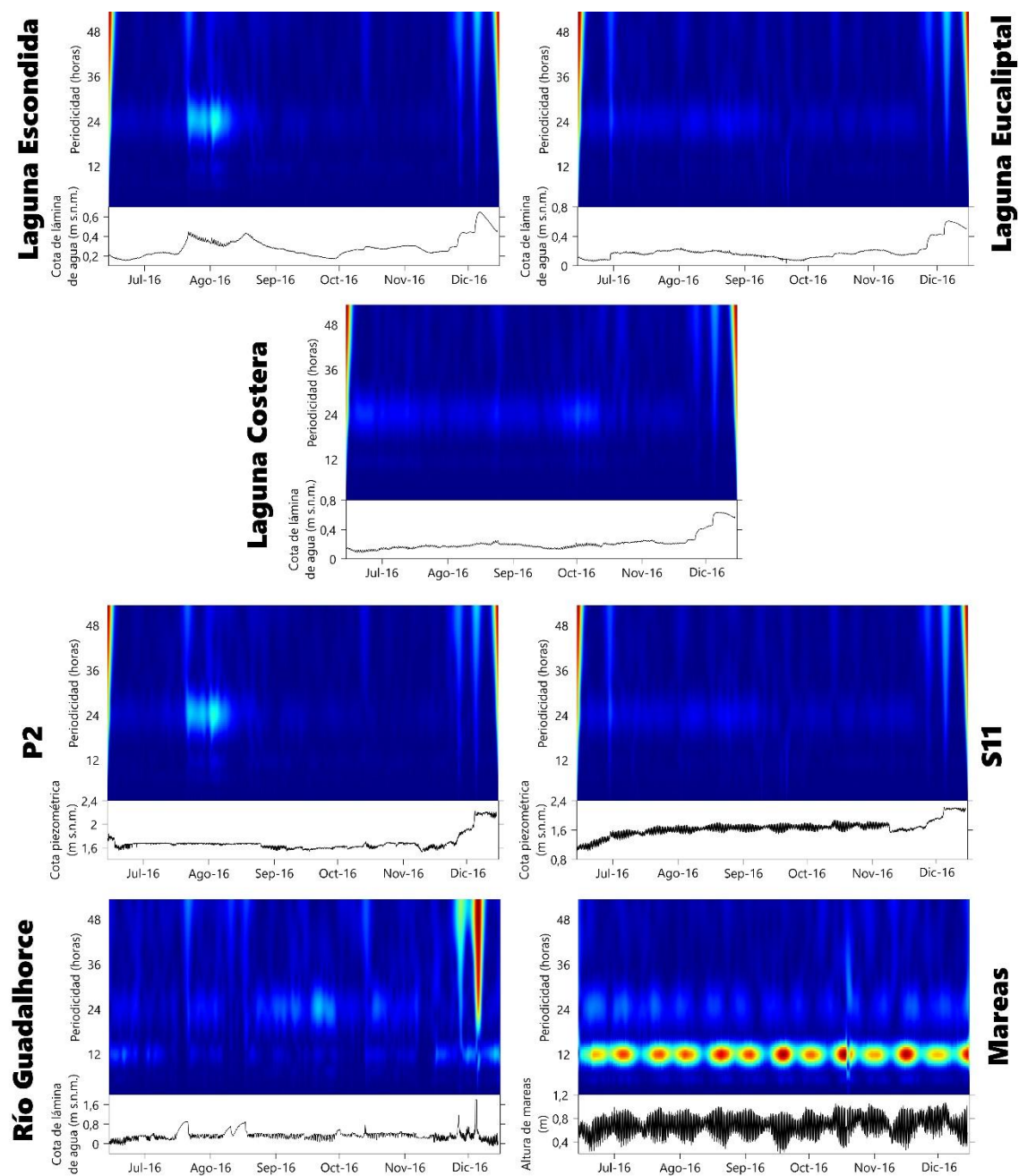


Figura 5.42. Análisis wavelet de los registros correspondientes al periodo B de la altura limnimétrica de las lagunas, del río Guadalhorce y del nivel del mar, así como de las cotas piezométricas del acuífero plioceno (P-2 y S-11)

Se vuelven a observar, de forma muy atenuada, periodicidades de 24 horas en las lagunas. Esta señal también se detecta en los registros del acuífero plioceno (P-

5.3. Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas...

2 y S-11) en algunos momentos de la serie temporal, lo que podría explicarse por la cercanía de los equipos a la superficie del agua dentro de los sondeos, que ocasionaría una mayor influencia de los cambios de la temperatura del aire en el agua.

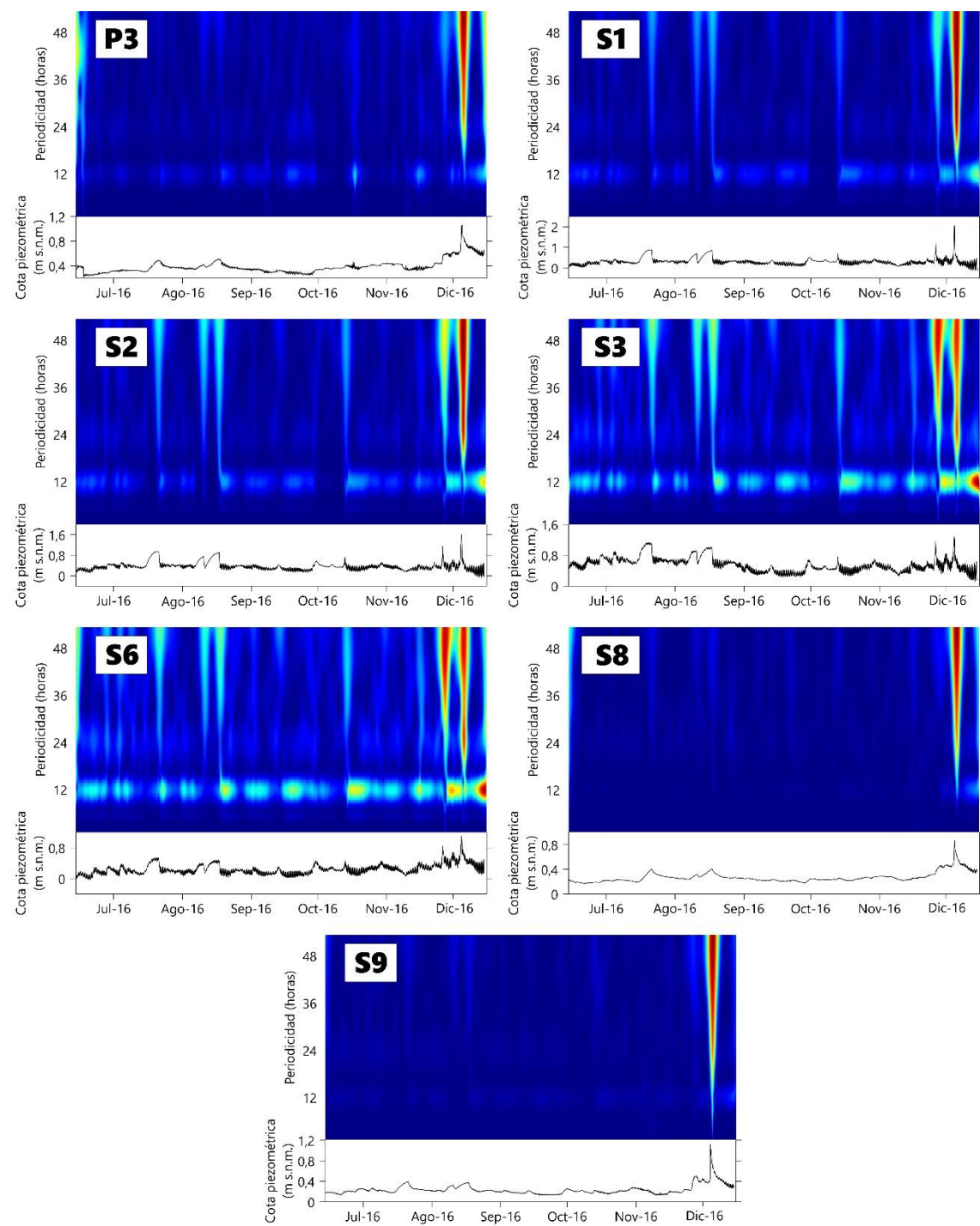


Figura 5.43. Análisis wavelet de los registros correspondientes al periodo B de las cotas piezométricas del acuífero cuaternario

El espectro *wavelet* de las mareas, del río Guadalhorce y de los niveles piezométricos del acuífero cuaternario (Figs. 5.42 y 5.43) pone de manifiesto, de nuevo, la existencia de una periodicidad de 12 horas, aunque es de mucha menor intensidad en los sondeos S-8 y S-9, ubicados en el sector meridional, donde la permeabilidad parece ser más baja. Hay que destacar la distorsión que generan las importantes precipitaciones de diciembre de 2016 en los espectros *wavelets*, particularmente en el del río Guadalhorce y en el acuífero cuaternario.

Se deduce una transferencia de la señal de las mareas hacia el continente, que discurre a través del río Guadalhorce y, posteriormente, a través del acuífero cuaternario, para ejercer una muy sutil influencia en los humedales. Por tanto, se puede considerar que las mareas y la evaporación son los dos factores principales que afectan a la hidrodinámica de los sistemas hidrológicos implicados en este sector del Bajo Guadalhorce.

En los espectros *wavelet* de las series temporales de conductividad eléctrica de las aguas en el periodo B (Fig. 5.44) también se observan los patrones antes comentados, con periodicidades de 24 horas en la laguna Escondida y de 12 horas en el acuífero cuaternario, a excepción de los sondeos S-8 y S-9, situados en la zona sur del complejo lagunar, donde la permeabilidad es menor. En ellos no se aprecia claramente periodicidad alguna.

Finalmente, los análisis efectuados sobre los registros de temperatura del agua de las lagunas (Fig. 5.45) y del agua de los puntos del acuífero cuaternario y del plioceno -S-11- (Fig. 5.46) corroboran, de forma más clara, las periodicidades que se han mencionado con anterioridad: 24 horas en las lagunas, con una de 12 horas muy difusa, y de 12 horas en los acuíferos, no siempre bien marcada. No obstante, en el caso del acuífero plioceno, la señal de 12 horas en la temperatura del agua (Fig. 5.46), ligada a las mareas semidiurnas, contrasta con la de 24 horas en el análisis de las cotas piezométricas (Fig. 5.42).

5.3. Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas...

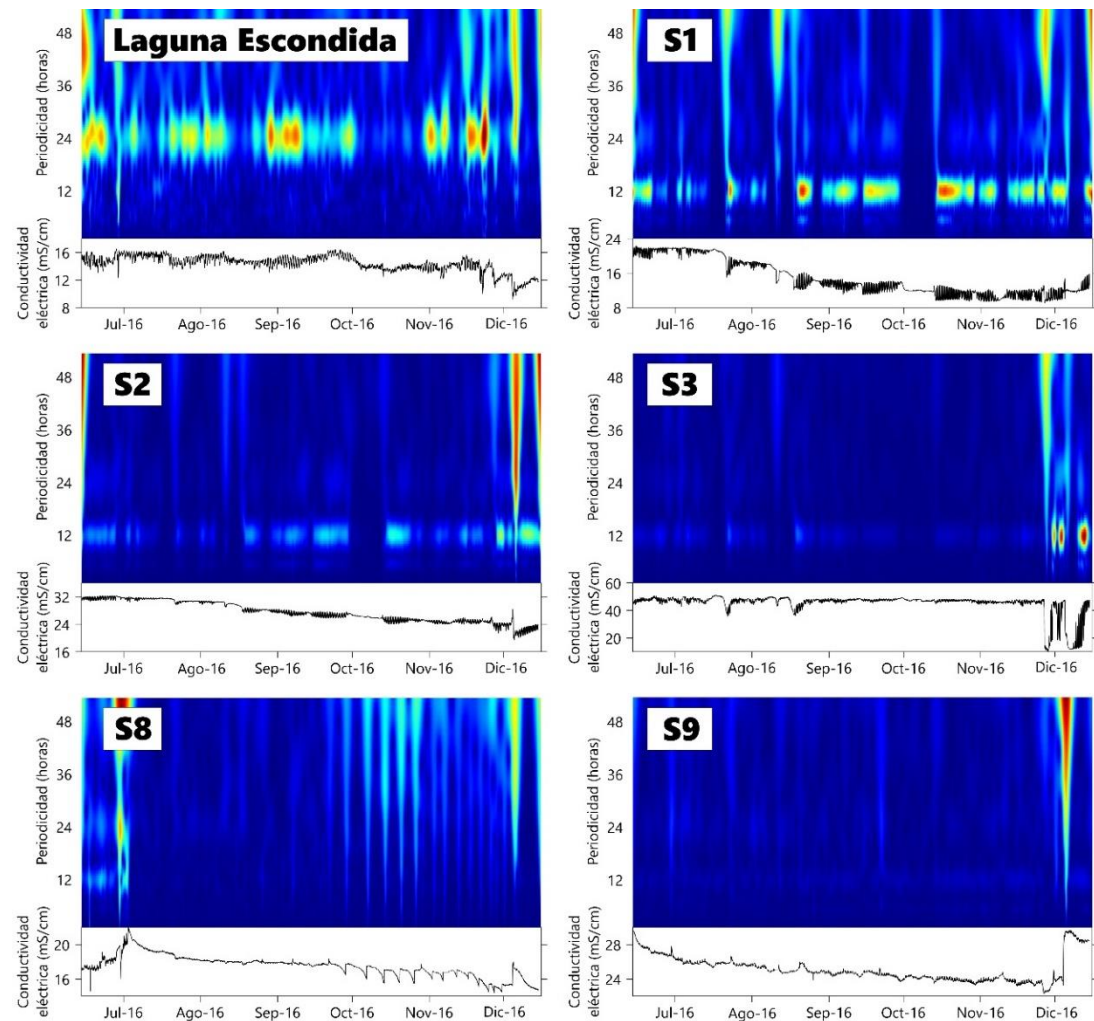


Figura 5.44. Análisis wavelet de los registros del periodo B, correspondientes a la conductividad eléctrica de las aguas de la laguna Escondida y de algunos sondeos del acuífero cuaternario

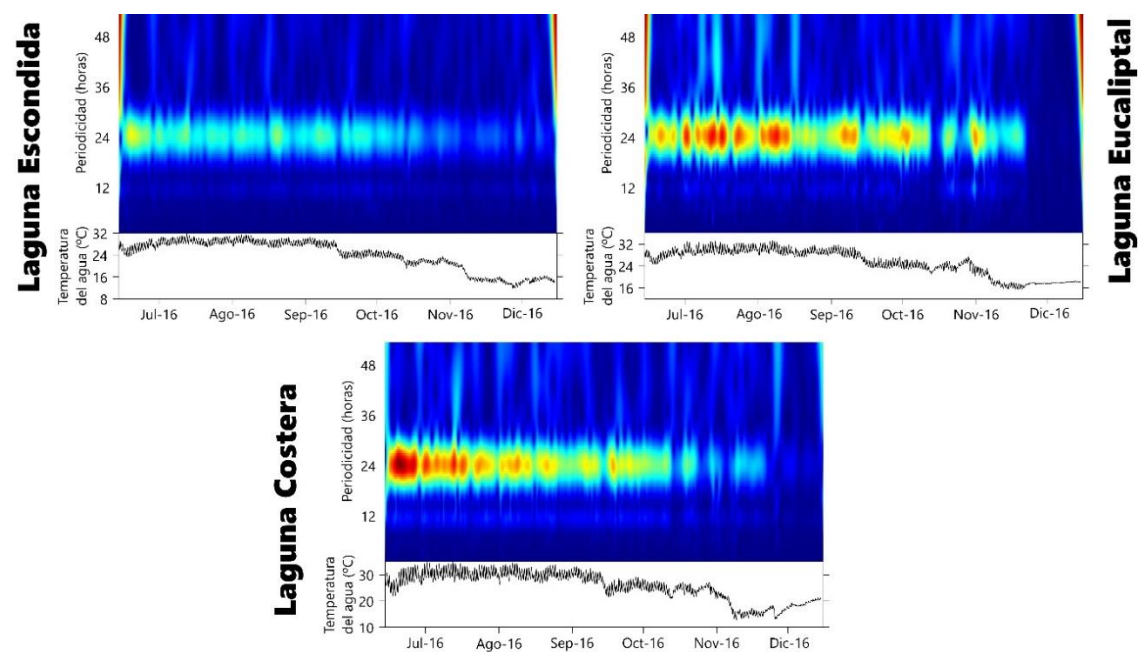


Figura 5.45. Análisis wavelet de los registros del periodo B, correspondientes a la temperatura de las aguas de las lagunas

5.3. Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas...

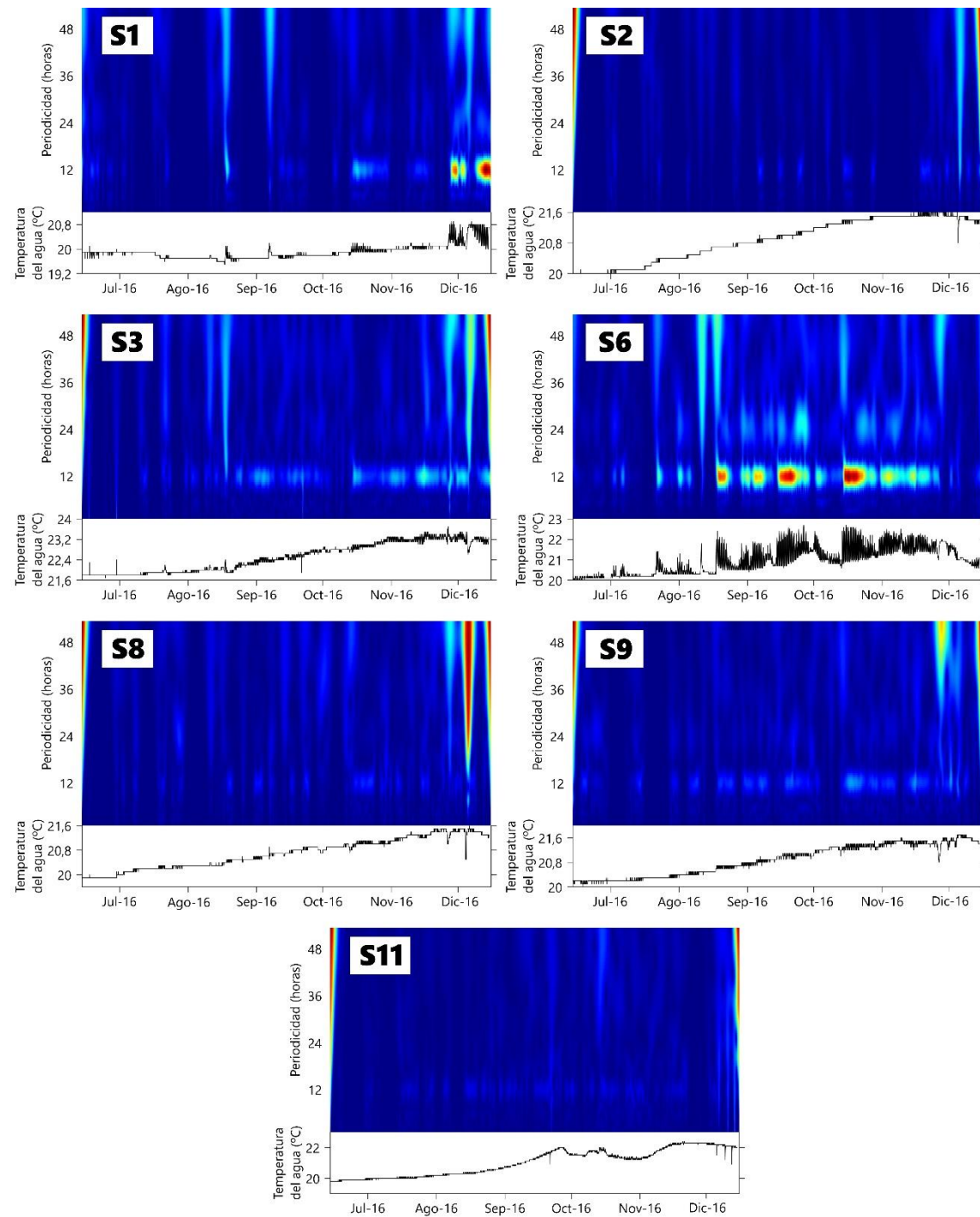


Figura 5.46. Análisis wavelet de los registros del periodo B, correspondientes a la temperatura de las aguas de algunos puntos de los acuíferos cuaternario y superior plioceno (S-11)

5.3.2.4. Análisis correlatorio cruzado

El análisis correlatorio cruzado permite establecer la relación entre una serie de datos de entrada y otra de salida, lo que puede aplicarse a series hidrológicas para discernir posibles hipótesis sobre la influencia de unas sobre otras o la relación causa-efecto (Rebollo, 2007; Rebollo *et al.*, 2008; Chiaudani *et al.*, 2017).

Se ha aplicado el análisis correlatorio cruzado a los registros correspondientes al periodo A, a largo y corto término (Figs. 5.47 y 5.48, respectivamente), en los que se han considerado como señales de entrada (posibles causas) la precipitación, la señal de las mareas y la temperatura del aire en la estación de Málaga (Aeropuerto) y como señales de salida (efectos), los niveles de agua en la laguna Escondida, en el sondeo P-3 (acuífero cuaternario) y en el río Guadalhorce.

Los valores de $r(k)$ en el análisis del periodo a largo término (14/11/2014-14/11/2016) son considerablemente menores que los del periodo a corto término (01/03/2015-31/03/2015), aunque en la figura 5.47 se observan valores superiores a 0,5 en el correlograma cruzado de las mareas con el río Guadalhorce. No obstante, la figura 5.48 pone de manifiesto una amortiguación en el máximo de las señales de la precipitación y de las mareas sobre la laguna Escondida y el acuífero cuaternario, con respecto a lo que ocurre en el río Guadalhorce, algo que se puede interpretar como el retraso que sufren dichas señales en transmitirse, primero al acuífero y, después, al humedal.

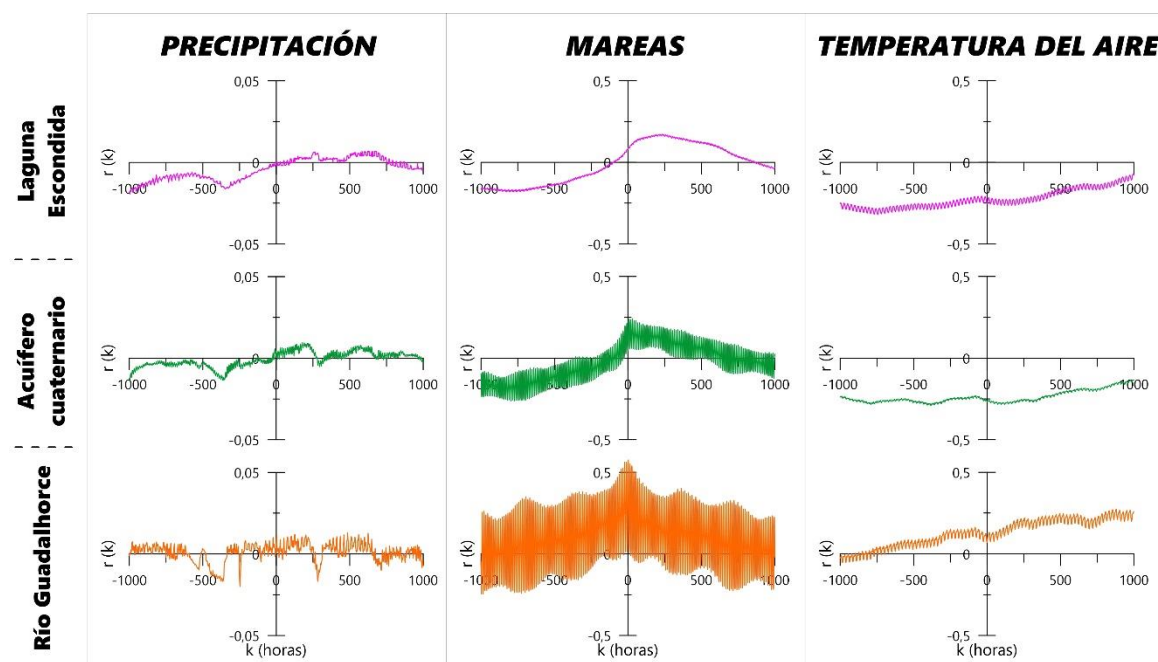


Figura 5.47. Resultado del análisis correlatorio cruzado, a largo término, de las series temporales de precipitación, mareas y temperatura del aire (señales de entrada) y de la laguna Escondida, cota piezométrica en el punto P-3, correspondiente al acuífero cuaternario, y altura de lámina de agua en el río Guadalhorce (señales de salida) en el periodo A

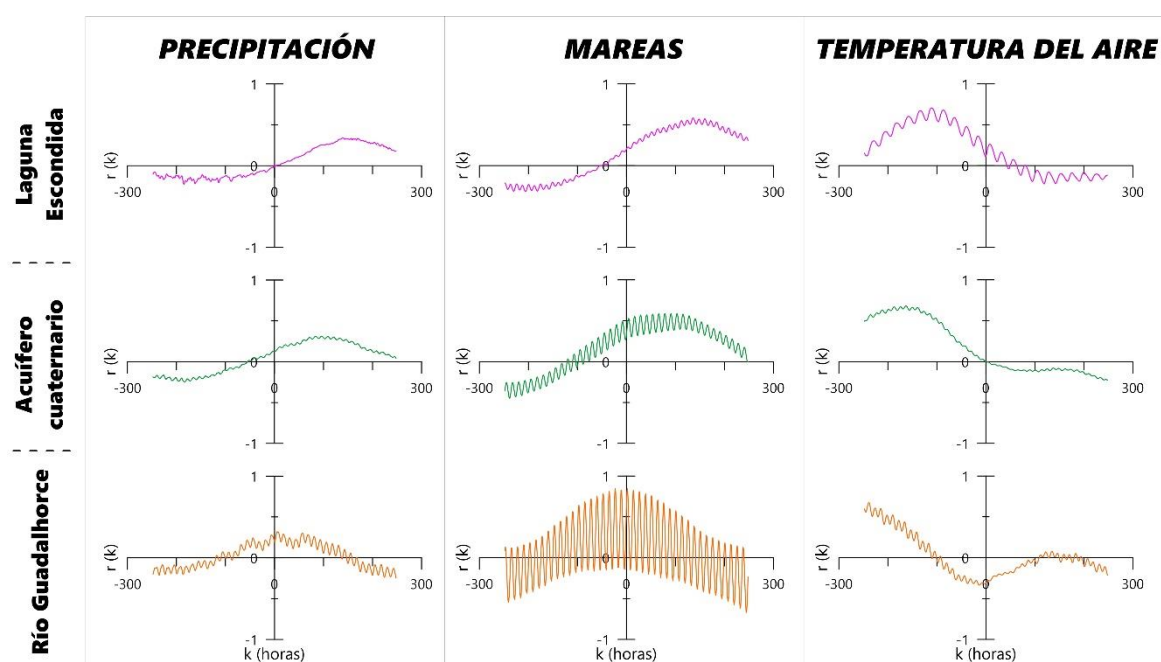


Figura 5.48. Resultado del análisis correlatorio cruzado, a corto término, de las series temporales de precipitación, mareas y temperatura del aire (señales de entrada) y de la laguna Escondida, cota piezométrica en el punto P-3, correspondiente al acuífero cuaternario, y altura de lámina de agua en el río Guadalhorce (señales de salida) en el periodo A

Cabe destacar la existencia de valores de $r(k)$ cercanos a 0,9 en la relación de las mareas con el río Guadalhorce, sin apenas retardo. Las correlaciones de la temperatura del aire con los niveles de agua en los sistemas hidrológicos no aportan resultados concluyentes, al contrario de lo que se ha observado con el análisis espectral simple.

Por otra parte, se ha efectuado un análisis correlatorio cruzado a las series temporales de nivel piezométrico en el punto P-3 (acuífero cuaternario) y del nivel del agua en la laguna Escondida, durante el periodo A. Se consideraría la hipótesis de que la cota piezométrica en el acuífero cuaternario podría constituir la señal de entrada (causa) sobre el nivel del agua en la laguna Escondida, que sería la señal de salida (efecto). El resultado de este análisis se observa en la figura 5.49 y pone de manifiesto una clara correlación positiva, con valores superiores a 0,99 y desfasados en el tiempo entre 55 y 60 horas. Esto podría explicar la existencia de una fuerte relación del acuífero cuaternario con el humedal, que se produciría de forma retardada en el tiempo lo que, además, justificaría la influencia de las mareas sobre las lagunas, a través de la propagación de la señal mareal en el acuífero.

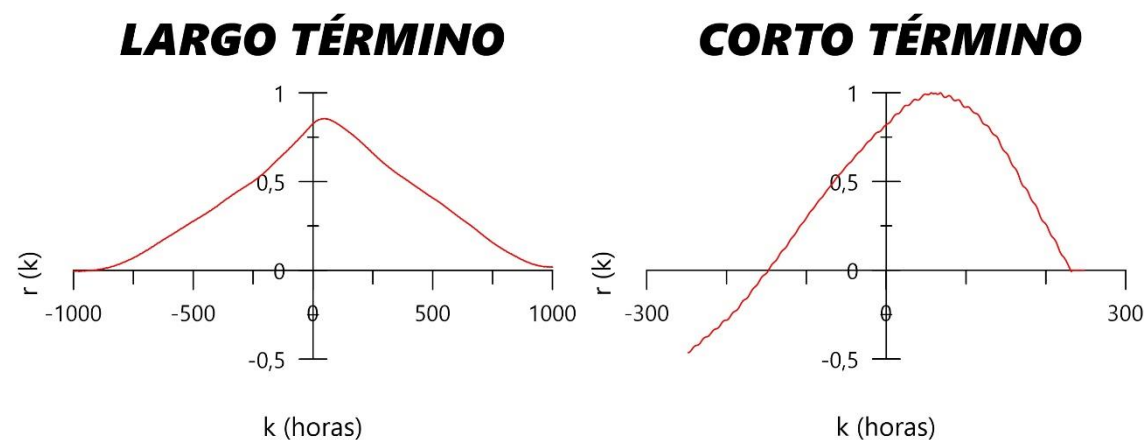


Figura 5.49. Resultado del análisis correlatorio cruzado, a largo y corto término, de las series temporales de cota piezométrica en el punto P-3 -acuífero cuaternario- (señal de entrada) y altura de lámina de agua en la laguna Escondida (señal de salida) durante el periodo A

5.3.3. Relaciones hidroquímicas e isotópicas

El estudio de la composición química de las aguas se ha llevado a cabo en los apartados 2.4.2 y 3.4 para los sistemas hidrológicos que se han considerado en la presente tesis doctoral, a excepción de los humedales, los cuales se tratan a continuación.

En las figuras 3.29 y 3.31, del capítulo sobre la hidrogeología de los acuíferos del Bajo Guadalhorce, se ha sintetizado la información hidroquímica de todos los sistemas hidrológicos que interactúan en el área de estudio. Tanto en un periodo histórico -1990- (Fig. 3.29) como en la actualidad (Fig. 3.31), se observan facies cloruradas sódicas en todo el sector acuífero de la desembocadura del río, así como en las muestras tomadas en los humedales –marcadas con asterisco en la figura 3.29, porque fueron tomadas en un año distinto al de las muestras de agua de los acuíferos-. En el área de la desembocadura, en 1990, las muestras de agua subterránea eran de facies mixtas y ligeramente cloruradas sódicas. En cambio, en las muestras tomadas en 2017 se aprecia un cambio de la concentración iónica varios órdenes de magnitud superior a las medidas en 1990 -acuífero cuaternario- y 1997 -humedales(*)-, lo que pone de manifiesto una salinización de las aguas todo el sector costero del acuífero y de los humedales, ya comentada anteriormente en esta tesis doctoral (apartado 3.4).

En la figura 5.50 se representa la relación Cl^-/Br^- y la concentración de cloruros de las muestras de agua tomadas en la campaña de abril de 2017. Las

muestras de la mayor parte de los humedales se ubican en la zona correspondiente a las salmueras marinas, debido a la alta concentración iónica que presentan, por evaporación. Otra muestra de humedal, así como algunas del acuífero cuaternario, correspondientes al sector de la desembocadura del río Guadalhorce, muestran características de intrusión marina, mientras que el resto de muestras de los ríos y de los acuíferos cuaternario y plioceno se distribuyen en zonas mixtas, de diferente naturaleza. Por tanto, existen varios grupos de muestras de agua que presentan altas concentraciones de Cl^- , tanto de humedales como del acuífero cuaternario, que se ubican en el sector costero comprendido entre los dos brazos del río. Las muestras del acuífero superior plioceno, no obstante, se encuentran alejadas del grupo de intrusión marina debido al aislamiento que provee el paquete de margas que lo separa de las arenas del Cuaternario. El resto de muestras, correspondientes a los ríos y a pozos que captan agua del acuífero cuaternario, se sitúan en una zona indefinida de la figura 5.50, entre las aguas continentales y las marinas, así como de las afectadas por contaminación, lo que podría indicar que se trata de aguas de mezcla entre todos estos elementos. Así, se aprecia una similitud entre las muestras del acuífero cuaternario y las de los ríos, lo que pone de manifiesto la relación aguas superficiales-aguas subterráneas que debe existir entre estos sistemas hidrológicos.

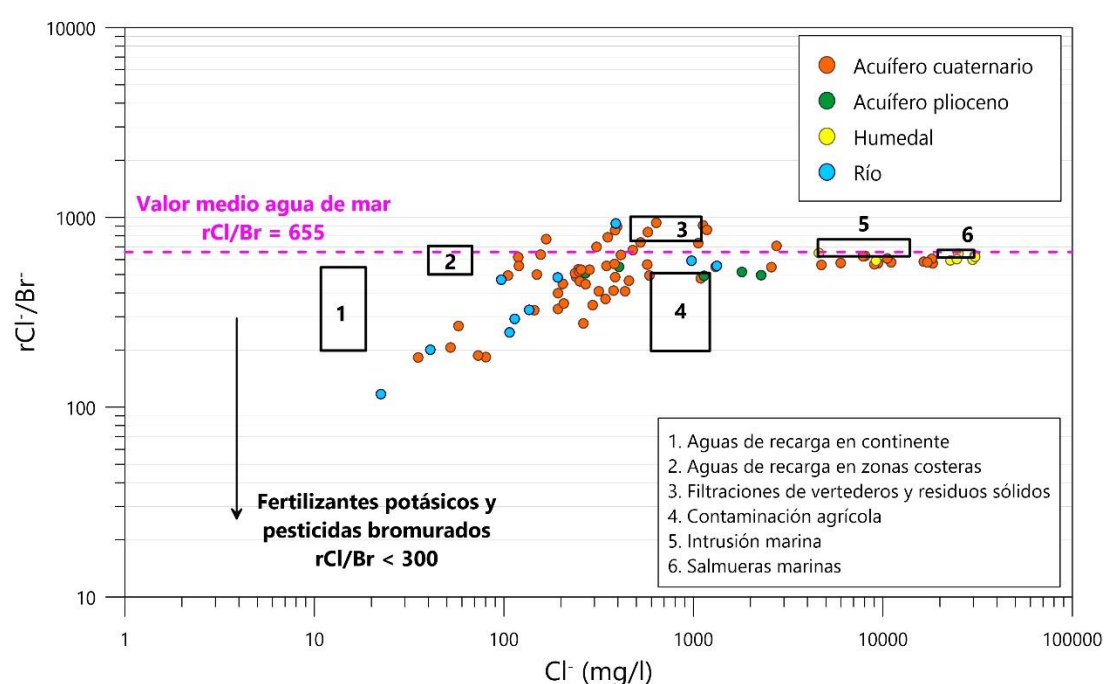


Figura 5.50. Gráfico de la relación Cl^-/Br^- y la concentración de Cl^- a partir de la campaña de muestreo llevada a cabo en abril de 2017 en los sistemas hidrológicos que interactúan en el Bajo Guadalhorce. Clasificación de muestras tomada de Alcalá y Custodio (2008)

La comparación de las señales isotópicas de $\delta^2\text{H}$ y $\delta^{18}\text{O}$ en las aguas es otra herramienta ampliamente utilizada en el campo de la hidrología para caracterizar el origen de las mismas (Dinçer, 1968; Krabbenhoft *et al.*, 1990, 1994; Kendall *et al.*, 1995; Katz *et al.*, 1997; LaBaugh *et al.*, 1997; Mudarra, 2012; Barberá, 2014; Argamasilla, 2017, Gil-Márquez, 2018).

La relación $\delta^{18}\text{O}/\delta^2\text{H}$ (Fig. 5.51) de las muestras de agua tomadas en la campaña de abril de 2017 permite diferenciar de forma clara cómo la mayor parte de las mismas se alinean a lo largo de una recta de pendiente menor que las líneas meteóricas mundial y del Mediterráneo occidental, debido a que están afectadas por la evaporación (Craig *et al.*, 1963; Stewart, 1975; Gonfiantini, 1986). Existe un amplio número de puntos cuyas aguas presentan valores más positivos de ambos isótopos (situados hacia arriba y hacia la derecha en la figura 5.51), como son todas las muestras de humedales y algunas del acuífero cuaternario y de los ríos, lo que indica que todas ellas están sujetas al efecto de la evaporación y, por tanto, que dichos sistemas hidrológicos deben de estar relacionados entre sí (Craig, 1961; Gat y Dansgaard, 1972; Jiménez-Martínez y Custodio, 2008). El grupo con mayor número de puntos, cuyas aguas presentan valores isotópicos más negativos, resulta de los procesos de mezcla entre las aguas superficiales (río Guadalhorce y afluentes) y las aguas subterráneas de ambos acuíferos, debido a las múltiples interacciones que presentan.

5.3.4. Estudio mediante análisis multivariante

Se ha llevado a cabo un análisis de componentes principales -ACP- con los valores promedio de los diversos parámetros físico-químicos y componentes químicos mayoritarios de las aguas muestreadas en todos los sistemas hidrológicos, en abril de 2017. A partir de este análisis se ha obtenido la tabla 5.9.

Los dos factores principales explican el 74,83% de la varianza (Fig. 5.52). La tabla 5.9 muestra una buena correlación estadística entre la conductividad eléctrica del agua (CE) y las variables Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} , todas ellas agrupadas en el factor 1 del ACP (Fig. 5.52).

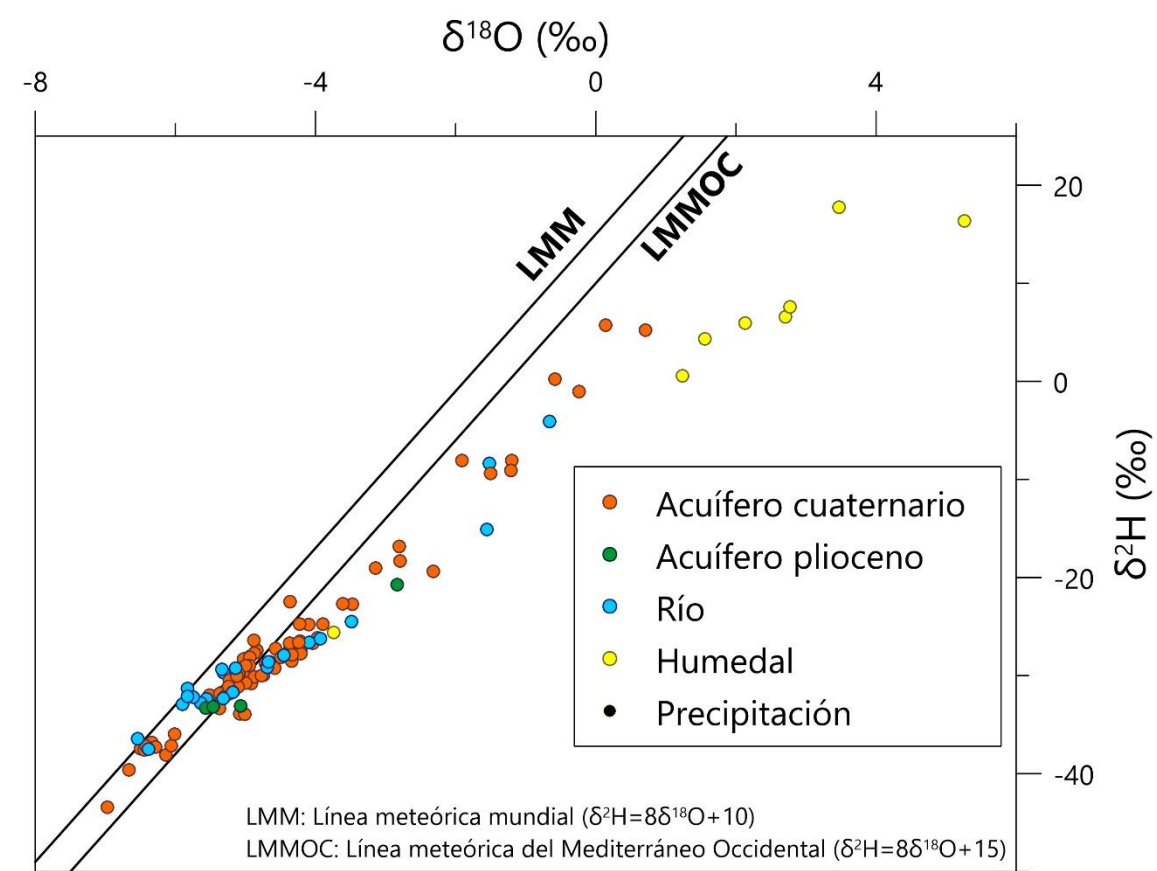


Figura 5.51. Representación de los valores de $\delta^{18}\text{O}$ frente a los de $\delta^2\text{H}$ de las muestras de agua recogidas durante la campaña de abril de 2017. Se incluyen las ecuaciones que definen las líneas meteorológicas representadas (Mundial y del Mediterráneo Occidental)

Tabla 5.9. Matriz de correlación estadística correspondiente al ACP efectuado con la información de todas las variables físico-químicas y componentes químicos mayoritarios de las muestras de agua tomadas en el Bajo Guadalhorce en la campaña de abril de 2017

	CE	pH	O ₂	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
CE	1										
pH	0,1512	1									
O ₂	-0,0068	-0,1226	1								
HCO ₃ ⁻	-0,1449	-0,1813	-0,1535	1							
Cl ⁻	0,9977	0,1680	0,0163	-0,1614	1						
NO ₃ ⁻	0,0563	-0,3361	0,2047	0,0518	0,0539	1					
SO ₄ ²⁻	0,9612	0,0284	0,0563	-0,0803	0,9581	0,1307	1				
Na ⁺	0,9966	0,1829	0,0129	-0,1411	0,9989	0,0531	0,9557	1			
K ⁺	0,9873	0,1787	-0,0182	-0,1575	0,9865	0,0399	0,9364	0,9892	1		
Ca ²⁺	0,8639	-0,0867	0,0392	-0,1525	0,8592	0,1390	0,8964	0,8394	0,8114	1	
Mg ²⁺	0,9892	0,1225	0,0516	-0,1354	0,9926	0,0864	0,9759	0,9899	0,9688	0,8761	1

5.3. Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas...

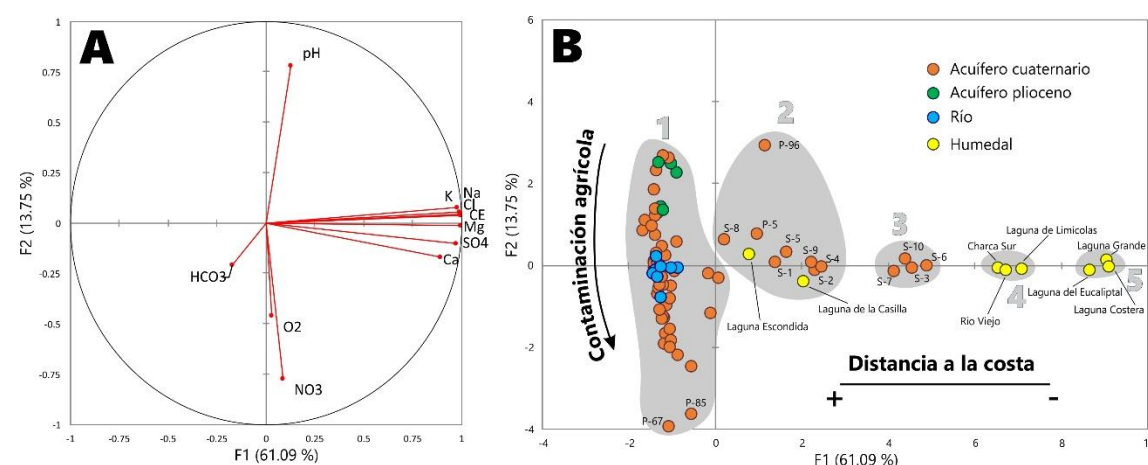


Figura 5.52. Representación de los factores principales del ACP realizado con la información de todas las variables físico-químicas y componentes químicos mayoritarios de las muestras de agua tomadas en el Bajo Guadalhorce en la campaña de abril de 2017

El factor 1 explica el 61,09 % de la varianza, que corresponde a la mineralización de las aguas y, en gran medida, a la distancia al mar. Así, las muestras situadas más hacia la derecha en la figura 5.52B presentan mayor salinidad que las muestras situadas hacia la izquierda. El factor 2 (13,75 %), que tiene en cuenta las variables pH, NO₃⁻ y O₂ disuelto, permite diferenciar aguas de mayor o menor grado de contaminación agrícola, y en menor medida las que presentan condiciones más o menos oxidantes. Por tanto, aquellas muestras que se ubiquen hacia abajo en la figura presentan mayores concentraciones de NO₃⁻ y O₂ disuelto.

El ACP permite diferenciar varios grupos de aguas:

1. Aguas de río y acuíferos, con escasa influencia marina pero con afección de fertilizantes agrícolas, excepto en los cursos fluviales.
2. Aguas del acuífero cuaternario afectadas por intrusión marina, así como lagunas de aguas menos mineralizadas.
3. Aguas del acuífero cuaternario muy afectadas por intrusión marina.
4. Lagunas de aguas muy mineralizadas, cercanas a la costa.
5. Lagunas muy próximas a la costa, con gran proporción de agua marina concentrada por evaporación.

5.3.5. Balance hídrico de los humedales de la desembocadura del Guadalhorce

El conocimiento del balance hídrico es esencial para entender cómo funciona un ecosistema lagunar (Rosenberry y Hayashi, 2013). Es necesario medir las componentes del balance con objeto de que la determinación del mismo sea lo más precisa posible (LaBaugh, 1986).

Las medidas y análisis realizados en el marco de la presente tesis doctoral permiten aplicar una serie de metodologías existentes para la determinación del balance hidrológico en un humedal, cuya ecuación para un periodo en concreto (Dooge, 1975), adaptada para los humedales de la desembocadura del Guadalhorce, podría escribirse como:

$$\Delta V = P + G_i - Ev - G_o$$

Donde ΔV es la variación en el volumen de agua en la laguna, P es la precipitación, G se refiere al agua subterránea y Ev es la evapotranspiración. Los subíndices i y o se refieren a agua que está fluyendo hacia (entrada) o desde (salida) el humedal, respectivamente.

Para poder aplicar esta ecuación es necesario conocer las diferentes componentes hidrológicas de la misma, aunque no siempre son datos sencillos de obtener. Tal es el caso de las entradas y salidas de agua subterránea, que en algunos casos suponen una parte muy importante del balance (LaBaugh *et al.*, 1997; Dalton *et al.*, 2004; Hood *et al.*, 2006; Healy *et al.*, 2007; Anderson *et al.*, 2014; Rosenberry *et al.*, 2015). A veces, alrededor de los humedales, y bajo los mismos, suele haber suelos ricos en materia orgánica y de muy baja permeabilidad, que aumentan la heterogeneidad de la cubeta lagunar y afectan al intercambio entre las aguas del humedal y las subterráneas (Rosenberry y Hayashi, 2013).

Existe cierta variedad de métodos para el cálculo del flujo de agua a través del vaso lagunar, -método de Darcy, medidas directas de la infiltración o de la temperatura del agua, o diferencia de entradas y salidas en el balance hidrológico, entre otros-. No obstante, la estimación de las entradas y salidas de agua subterránea lleva asociada errores bastante altos (Rosenberry y Hayashi, 2013; Rosenberry *et al.*, 2015).

Para estimar el volumen de aguas subterráneas que circula por el humedal se ha calculado el intercambio neto con el acuífero subyacente ($G_i - G_o = \Delta G$). De esta forma, es posible conocer la proporción que suponen las aguas subterráneas en el total del balance. Esto supone una simplificación de la ecuación del balance, que quedaría de la siguiente forma:

$$\Delta G = \Delta V - P + Ev$$

Si el valor de ΔG es positivo, significa que el humedal habría ganado agua por aportación subterránea en el periodo de tiempo considerado, mientras que si es negativo habría perdido agua por infiltración hacia el acuífero.

Se ha efectuado el balance hídrico de los humedales entre los años hidrológicos 2013/14 y 2017/18, ya que se dispone de una buena cantidad de medidas de altura limnimétrica, así como de datos meteorológicos muy próximos.

Los valores de evaporación (Ev) han sido calculados mediante la metodología de Penman (1948, 1956), ya que numerosos estudios previos (Keijman y Koopmans, 1973; Souch *et al.*, 1998; Abtw, 2001; Finch, 2001; Rosenberry *et al.*, 2004; Rosenberry *et al.*, 2007; Yao, 2009) han constatado que es una de las más adecuadas para estimar la evaporación en humedales someros (McMahon *et al.*, 2013). Los datos climatológicos para ello han sido tomados de la estación meteorológica IFAPA Churriana (Fig. 2.3), perteneciente a la Red de Estaciones Agroclimáticas del Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera de la Junta de Andalucía (IFAPA), la única del área que dispone de los datos necesarios para el cálculo de la evaporación.

Para la obtención del volumen de cada componente del balance ha sido necesario tener en cuenta la superficie de los humedales. No obstante, el área inundada es distinta en cada laguna y, además, puede diferir en función de la época del año. Así, se ha comprobado, mediante la observación de fotografías aéreas entre los años 2005 y 2018, que las lagunas Grande y Río Viejo son las que mayor cambio de superficie inundada presentan, mientras que el resto apenas muestran cambios. Por tanto, se ha considerado una superficie de inundación constante en los humedales, a excepción de las lagunas Grande y Río Viejo, para las que se ha calculado el área inundada en función de la altura limnimétrica (Fig. 5.53), gracias a las mediciones históricas disponibles. Para ello, se ha hecho uso del *software*

CurveExpert, que ha permitido obtener las ecuaciones que mejor definen las curvas de llenado de las lagunas y, además, presentan un ajuste bueno, con coeficientes de correlación (R^2) por encima de 0,99.

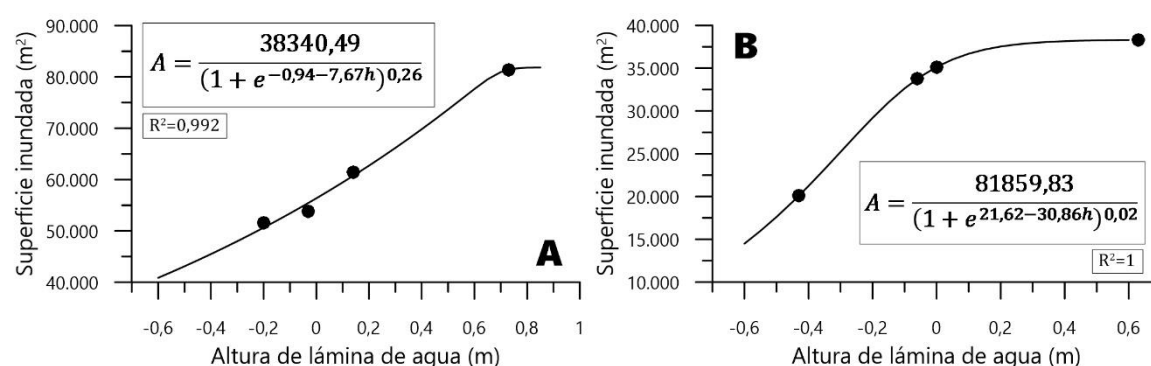


Figura 5.53. Relación de la altura de lámina de agua (h) con la superficie inundada (A) en las lagunas Grande (A) y Río viejo (B). Se representan las ecuaciones que relacionan la altura limnimétrica con el área o superficie inundada

La definición de la superficie inundada de cada humedal, en función de la altura de lámina de agua (h_1 y h_2), permite calcular la variación de volumen que sufre entre dos periodos de tiempo. Así, se ha utilizado la siguiente fórmula para dicho cálculo en las lagunas Grande y Río viejo:

$$V_{h_1-h_2} = \frac{A_2 - A_1}{2} \cdot (h_2 - h_1)$$

donde A_1 y A_2 son las superficies ocupadas por las lagunas con las alturas limnimétricas h_1 y h_2 , respectivamente.

No obstante, en el resto de humedales se considera una superficie constante, por lo que se simplifica la ecuación:

$$V_{h_1-h_2} = A \cdot (h_2 - h_1)$$

donde A es el área ocupada por el humedal.

Se ha llevado a cabo el balance hídrico de los humedales a escala anual, mensual, diaria y horaria, con el fin de poder diferenciar los periodos en los que varía cada componente, ya que la estacionalidad influye notablemente en la cantidad de agua que puede incorporarse o detraerse. Además, algunos registros

continuos como los de las figuras 5.30 y 5.31 ponen de manifiesto que existen variaciones intradiarias de las mismas.

Los resultados del balance hídrico mensual de cada humedal se muestran en la tabla 5.10 (Anexo 3, Tabla 4), donde se aprecia, en primer lugar, la mayor movilización de agua total que tiene lugar en las lagunas Grande y Río Viejo, dado su mayor tamaño, con valores que superan los 2 dam³/mes, de forma general. En el otro extremo se encuentran lagunas como Eucaliptal y Charca Sur, cuyos volúmenes de aguas movilizadas suelen estar por debajo de 1 dam³/mes. En cuanto al intercambio neto con las aguas subterráneas, se pone de manifiesto una estacionalidad en la práctica totalidad de los humedales. Así, en multitud de ocasiones, los humedales ceden agua al acuífero durante los meses de invierno, cuando tienen lugar las mayores precipitaciones y los menores valores de evaporación. En cambio, durante el estiaje y otros meses en los que no hay precipitaciones, las lagunas reciben aportaciones subterráneas. En algunos periodos, como en abril de 2017, el intercambio neto con el acuífero en las lagunas Grande y Río Viejo supera con creces (>10 dam³/mes) el valor que suponen las otras componentes.

Por lo que respecta a los resultados del balance con datos anuales (Tabla 5.11), se constata que, de media, se movilizan en total más de 15 dam³/año en cada humedal, al tener en cuenta las diferentes variables (P, Ev, ΔV y ΔG). En las lagunas Grande y Río Viejo es en las que se movilizan los mayores volúmenes anuales de agua, debido a su mayor tamaño. Además, resulta de especial relevancia comprobar que no existen años hidrológicos en los que el intercambio neto con el acuífero sea negativo, lo que quiere decir que los humedales, en general, a lo largo del año, ganan más agua subterránea de la que pierden por infiltración, lo que pone de manifiesto la dependencia que presentan de las aguas subterráneas.

La componente asociada a las aguas subterráneas llega a ser más importante que la precipitación en todos los casos (Tabla 5.11); por ejemplo, la laguna Grande recibe aportaciones subterráneas medias de 72,76 dam³/año y un volumen por precipitación de 26,03 dam³/año.

5.3. Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas...

Tabla 5.10. Resultado del balance hídrico mensual de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce (en dam³/mes), entre octubre de 2013 y septiembre de 2018. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔV) variación de volumen de agua en el humedal; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas -los valores positivos significan aportación hacia el humedal y los negativos indican infiltración desde el humedal-. Véase ampliada en la tabla 4 del Anexo 3

Fecha	Escondida			Grande			Casilla			Limícolas			Eucliplal			Rio Viejo			Costera			Charca Sur			
	P	Ev	ΔG	P	Ev	ΔV	P	Ev	ΔV	P	Ev	ΔV	P	Ev	ΔV	P	Ev	ΔV	P	Ev	ΔV	P	Ev	ΔV	
oct-13	0.45	1.59	-0.31	0.84	1.51	5.39	13.93	17.81	0.51	1.84	-1.59	-0.27	0.16	0.57	0.17	0.58	0.07	0.27	0.78	2.78	1.39	3.39	0.19	0.68	0.00
nov-13	0.09	1.62	0.31	1.84	0.36	6.28	-8.57	-2.65	0.11	1.87	2.13	3.89	0.03	0.58	0.44	0.99	0.02	0.27	0.17	3.04	-0.29	2.58	0.04	0.69	0.00
dic-13	0.42	0.90	-0.31	0.18	1.49	3.22	2.78	4.51	0.48	1.04	-0.35	0.20	0.15	0.32	0.00	0.17	0.07	0.15	0.77	1.67	2.08	2.98	0.18	0.39	0.66
ene-14	0.79	1.01	0.31	0.53	2.90	3.70	3.44	4.24	0.91	1.16	0.35	0.61	0.28	0.36	-0.11	-0.03	0.13	0.17	1.59	2.04	-0.91	-0.47	0.34	0.43	-0.33
feb-14	0.25	1.12	-1.84	-0.97	0.94	4.26	-2.30	1.02	0.29	1.30	-2.48	-1.47	0.09	0.40	-0.33	-0.02	0.04	0.19	0.49	2.19	-1.17	0.54	0.11	0.48	-0.26
mar-14	0.00	1.68	0.31	1.99	0.00	6.25	-2.25	3.99	0.00	1.94	0.71	2.65	0.00	0.61	-0.11	0.50	0.00	0.28	0.00	3.12	-1.63	1.48	0.00	0.72	-0.26
abr-14	1.13	2.87	0.46	2.19	4.11	10.41	1.12	7.42	1.31	3.31	0.35	2.36	0.41	1.03	0.00	0.62	0.19	0.48	0.49	1.23	-0.13	0.61	0.10	1.23	-0.03
may-14	0.02	3.14	2.76	5.89	0.08	11.55	-2.78	8.69	0.02	3.63	2.84	6.44	0.01	1.13	0.00	1.12	0.00	0.52	0.04	5.17	4.53	9.66	0.01	1.35	0.33
jun-14	0.34	3.08	-1.07	1.66	1.22	11.00	-0.55	9.23	0.39	3.55	-0.53	2.63	0.12	1.11	0.00	0.98	0.06	0.51	0.15	1.32	-0.66	0.51	0.03	0.28	0.00
jul-14	0.02	4.59	-1.84	2.73	0.07	16.32	-4.80	11.46	0.02	5.30	-2.84	2.44	0.01	1.65	-0.44	1.20	0.00	0.77	0.01	1.97	-0.13	1.83	0.00	0.42	0.00
ago-14	0.00	3.38	0.92	4.30	0.00	11.46	-2.57	8.89	0.00	3.90	1.24	5.15	0.00	1.22			0.00	0.56	0.00	1.45	0.07	1.52	0.00	0.31	0.00
sep-14	0.01	2.33	0.00	2.32	0.02	7.68	2.05	9.71	0.01	2.69	0.35	3.04	0.00	0.39			0.00	0.39	0.01	3.70	1.01	4.70	0.00	1.00	0.13
oct-14	2.21	2.01	0.61	0.42	7.44	6.79	9.78	9.13	2.55	2.33	0.35	0.13	0.79	0.72	0.88	0.81	0.37	0.34	3.74	3.42	3.40	3.07	0.95	0.86	1.25
nov-14	1.91	0.88	2.46	1.43	7.07	3.27	9.52	5.72	2.20	1.02	3.54	2.36	0.69	0.32	0.55	0.18	0.32	0.15	3.81	1.76	7.35	5.31	0.82	0.38	0.99
dic-14	0.21	0.69	-3.07	-2.59	0.87	2.81	0.00	1.94	0.25	0.80	-6.03	-5.47	0.08	0.25	-0.11	0.06	0.04	0.12	0.51	1.64	-2.14	-1.01	0.09	0.30	-0.66
ene-15	0.92	1.02	-0.92	-0.82	3.74	4.12	-4.86	-4.47	1.07	1.18	1.42	1.53	0.33	0.37	-0.33	-0.30	0.15	0.17	2.12	2.34	1.42	1.64	0.40	0.44	-0.39
feb-15	0.50	1.59	-0.61	0.47	1.95	6.14	-2.35	1.84	0.58	1.83	-1.77	-0.52	0.18	0.57	-0.22	0.17	0.08	0.26	1.18	3.71	-8.36	-5.83	0.22	0.68	-0.53
mar-15	1.63	1.56	1.23	1.15	6.19	5.91	1.17	0.89	1.89	1.80	2.13	2.04	0.59	0.56	0.11	0.08	0.27	0.26	3.02	2.89	2.08	1.94	0.70	0.67	0.39
abr-15	0.29	2.10	0.00	1.81	1.09	8.04	-7.94	-0.99	0.33	2.42	-0.71	1.38	0.10	0.75	0.00	0.65	0.05	0.35	0.58	4.24	-0.91	2.75	0.12	0.90	0.26
may-15	0.10	2.98	-0.61	2.26	0.37	10.58	0.00	10.21	0.12	3.44	-0.71	2.61	0.04	1.07	-0.44	0.59	0.02	0.50	0.20	5.81	-3.31	2.29	0.04	1.28	-0.53
jun-15	0.00	3.66	-1.84	1.82	0.00	13.00	-3.22	9.78	0.00	4.22	-1.42	2.80	0.00	0.61	-0.51	0.10	0.00	0.61	0.00	6.01	-2.32	3.68	0.00	1.57	-0.79
jul-15	0.00	2.97	1.69	4.66	0.00	10.23	-4.14	6.09	0.00	3.43	0.00	3.43	0.00	0.50	-0.26	0.24	0.00	0.41	0.00	4.11	0.00	4.11	0.00	1.27	-0.39
ago-15	0.01	3.67	-0.46	3.20	0.02	12.10	0.00	12.08	0.01	4.24	1.42	5.65	0.00	0.61	0.56	1.17	0.01	5.07	0.01	5.07	-1.94	3.12	0.00	1.57	-0.13
sep-15	2.17	3.19	1.53	2.56	7.15	10.52	5.20	8.57	2.50	3.68	1.95	3.13	0.78	1.15	0.66	1.03	0.36	0.53	2.49	3.66	6.44	7.62	0.93	1.37	1.12
oct-15	1.49	1.30	2.30	2.11	5.17	4.52	8.35	7.69	1.72	1.50	2.13	1.91	0.53	0.47	0.55	0.48	0.25	0.22	2.75	2.40	4.31	3.97	0.64	0.56	0.99
nov-15	0.62	1.36	-1.53	-0.80	2.34	5.12	15.51	18.28	0.72	1.57	-2.30	-1.45	0.22	0.49	0.99	1.26	0.10	0.23	1.34	2.94	0.67	2.26	0.27	0.58	0.39
dic-15	0.01	0.49	0.46	0.94	0.03	2.10	-3.26	-1.20	0.01	0.56	0.35	0.91	0.00	0.17	-0.33	-0.16	0.00	0.08	0.01	1.07	-0.67	0.39	0.00	0.21	-1.38
ene-16	0.14	0.78	-0.77	-0.13	0.61	3.28	-5.05	-2.37	0.17	0.90	-0.35	0.38	0.05	0.28	-0.33	-0.10	0.02	0.13	0.31	1.69	-1.94	-0.56	0.06	0.33	0.33
feb-16	0.87	1.24	0.15	0.52	3.49	4.97	-0.62	0.87	1.00	1.43	0.18	0.60	0.14	0.21	0.08	0.14	0.14	0.21	1.77	2.53	0.32	1.07	0.37	0.53	0.00
mar-16	0.35	2.47	-0.17	1.94	1.39	9.86	-5.34	3.13	0.40	2.85	-0.20	2.24	0.13	0.89	-0.38	0.39	0.06	0.41	0.72	5.09	-2.16	2.22	0.15	1.06	-0.34
abr-16	0.27	1.89	-0.13	1.49	1.06	7.54	-4.08	2.40	0.31	2.18	-0.15	1.72	0.10	0.68	-0.29	0.30	0.04	0.31	0.55	3.89	-1.65	1.70	0.11	0.81	-0.26
may-16	1.31	1.85	1.84	2.38	4.81	6.78	8.20	10.17	1.51	2.13	2.30	2.92	0.47	0.66	0.44	0.64	0.22	0.31	0.29	3.23	6.06	7.00	0.56	0.79	1.25
jun-16	0.00	4.90	-2.92	1.99	0.01	19.41	-12.62	6.78	0.00	5.66	-3.54	2.12	0.00	1.76	-0.66	1.10	0.00	0.82	0.00	10.79	-6.58	4.21	0.00	2.10	-1.32
jul-16	0.02	4.23	2.92	7.12	0.06	14.87	-1.07	13.73	0.02	4.88	1.77	6.63	0.00	0.70	0.08	0.78	0.03	7.17	0.03	7.17	4.02	11.15	0.01	1.81	0.33
ago-16	0.00	3.30	-1.69	1.61	0.00	11.47	1.07	12.55	0.00	3.81	-0.35	3.45	0.00	1.19	0.00	1.19	0.00	0.55	0.00	6.74	0.63	7.37	0.00	1.41	0.07
sep-16	0.34	1.57	0.35	1.59	1.19	5.53	2.56	6.90	0.39	1.81	0.16	1.59	0.12	0.57	0.43	0.88	0.06	0.26	0.71	3.28	0.00	2.57	0.15	0.67	0.12
oct-16	0.40	1.83	0.41	1.85	1.39	6.45	2.99	8.04	0.46	2.12	0.19	1.85	0.14	0.66	0.51	1.02	0.07	0.31	0.83	3.82	0.00	3.00	0.17	0.79	0.14
nov-16	2.66	0.93	2.10	0.36	9.89	3.44	20.45	14.00	3.08	1.07	3.53	1.52	0.96	0.33	1.20	0.58	0.44	0.15	0.56	1.93	6.93	3.30	1.14	0.40	1.64
dic-16	1.61	0.56	1.27	0.22	5.99	2.08	12.40	8.49	1.86	0.65	2.14	0.92	0.58	0.20	0.73	0.35	0.27	0.09	0.69	0.24	0.99	0.54	0.15	0.05	0.24
ene-17	0.30	1.14	-4.91	-4.07	1.44	5.52	-16.79	-12.71	0.34	1.31	-6.38	-5.41	0.11	0.41	-1.44	-1.13	0.05	0.19	0.73	2.78	-10.53	-8.47	0.13	0.49	-1.45
feb-17	1.75	0.94	1.84	1.03	7.46	3.99	1.32	-2.15	2.02	1.08	1.06	0.12	0.63	0.34	0.17	-0.13	0.29	0.16	0.372	1.99	2.69	0.96	0.75	0.40	0.13
mar-17	0.85	2.14	-1.07	0.21	3.67	9.21	3.35	8.90	0.98	2.47	-1.77	-0.29	0.31	0.77	-0.33	0.13	0.14	0.36	1.92	4.83	-2.69	0.22	0.36	0.92	0.46
abr-17	0.80	2.77	2.61	4.58	3.53	12.26	15.12	23.86	0.92	3.20	3.19	5.47	0.29	1.00	1.71	2.42	0.13	0.46	0.77	1.10	1.69	5.89	7.65	11.84	1.19
may-17	0.18	2.77	-1.45	1.14	0.89	13.75	-15.30	-2.45	0.21	3.20	-1.34	1.66	0.06	1.00	-1.10	-0.16	0.03	0.46	0.43	6.67	-5.00	1.24	0.08	1.19	-1.43
jun-17	0.20	3.09	-1.62	1.27	0.99	15.33	-17.07	-2.73	0.23	3.57	-1.50	1.85	0.07	1.11	-1.22	-0.18	0.03	0.52	0.48	7.44	-5.58	1.38	0.09	1.33	-1.60
jul-17	0.00	3.51	0.18	3.69	0.00	13.44	-5.88	7.57	0.00	4.05	0.62	4.67	0.00	0.59	-0.04	0.10	0.00	0.59	0.00	6.67	-1.87	4.80	0.00	1.50	-0.31
ago-17	0.00	2.52	0.13	2.65	0.00	9.66	-4.22	5.44	0.00	2.91	0.44	3.36	0.00	0.42	-0.03	0.34	0.00	0.42	0.00	4.79	-1.34	3.45	0.00	1.08	-0.22
sep-17	0.04	3.13	-0.46	2.63	0.14	10.89	0.00	10.75	0.05	3.61	-0.71	2.86	0.01	1.13	-0.06	1.06	0.01	0.52	0.06	4.97	-0.48	4.43	0.02	1.34	0.13
oct/dic-17	0.88	3.22	0.15	2.49	3.08	11.21	8.35	16.48	1.02	3.72	-0.35	2.34	0.32	1.16	0.66	1.50	0.15	0.54	1.36	4.95	3.69	7.29	0.38	1.38	0.2

5.3. Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas...

Tabla 5.11. Resultado del balance hídrico anual de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce (en dam³/año), entre octubre de 2013 y septiembre de 2018. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔV) variación de volumen de agua en el humedal; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas -los valores positivos significan aportación hacia el humedal y los negativos indican infiltración desde el humedal-

Año hidrológico	Escondida				Grande				Casilla				Limícolas			
	P	Ev	ΔV	ΔG	P	Ev	ΔV	ΔG	P	Ev	ΔV	ΔG	P	Ev	ΔV	ΔG
2013/14	3,51	27,31	-0,31	23,50	12,69	97,52	-0,50	84,32	4,05	31,54	0,18	27,66	1,26	9,83		
2014/15	9,95	26,31	0,00	16,36	35,89	93,52	3,16	60,79	11,49	30,38	0,18	19,07	3,58	9,47	0,44	6,33
2015/16	5,40	25,35	0,81	20,76	20,15	95,45	3,64	78,94	6,24	29,28	-0,01	23,02	1,94	9,12	0,43	7,61
2016/17	8,79	25,32	-0,97	15,57	35,40	106,02	-3,63	67,00	10,15	29,24	-0,52	18,58	3,16	9,11	-0,54	5,40
2017/18	3,86	25,16	0,15	21,45					4,46	29,06	-2,84	21,76	1,39	9,05		
Media	6,30	25,89	-0,06	19,53	26,03	98,13	0,67	72,76	7,28	29,90	-0,60	22,02	2,27	9,32	0,11	6,45

Año hidrológico	Eucaliptal				Río Viejo				Costera				Charca Sur			
	P	Ev	ΔV	ΔG	P	Ev	ΔV	ΔG	P	Ev	ΔV	ΔG	P	Ev	ΔV	ΔG
2013/14	0,59	4,56			6,46	40,23	4,49	32,66	1,50	11,71	-0,59	9,61	0,32	2,51		
2014/15	1,66	4,39			17,65	44,63	1,71	28,70	4,26	11,28	0,59	7,60	0,91	2,42	0,16	1,66
2015/16	0,90	4,23	0,08	3,41	10,49	50,81	3,02	43,34	2,32	10,87	0,19	8,74	0,50	2,33	-0,14	1,70
2016/17	1,47	4,22	-0,16	2,60	18,80	52,97	-6,02	28,16	3,77	10,85	-0,25	6,83	0,81	2,33	-0,02	1,50
2017/18	0,64	4,20	0,10	3,66	7,26	45,28	2,08	40,11	1,66	10,78	0,39	9,52	0,36	2,31	-0,06	1,90
Media	1,05	4,32	0,01	3,22	12,13	46,78	1,06	34,59	2,70	11,10	0,07	8,46	0,58	2,38	-0,01	1,69

La tabla 5.12 resume los valores medios y los totales anuales y, además, los porcentajes que cada componente del balance hidrológico supone sobre el total del volumen de agua en cada uno de los humedales. Se comprueba que la evaporación es el término del balance hídrico que mayor volumen supone, de media, en todos los humedales, con valores que rondan el 50% (Fig. 5.54). El intercambio neto con las aguas subterráneas supone el otro gran porcentaje del total, con valores ubicados entre el 35 y el 38%, bastante próximos entre sí, mientras que el porcentaje representado por la precipitación no alcanza el 14% en ninguno de los casos. La coherencia entre todos los valores obtenidos pone de manifiesto que todos los humedales parecen tener un comportamiento similar, en lo que respecta a la proporción de los componentes del balance. Esto tiene sentido en el marco de un conjunto de humedales que comparten el mismo origen y no tienen entradas ni salidas de agua superficial, lo que simplifica los procesos que pueden tener lugar en los mismos.

El balance hídrico puede aplicarse también a intervalos de tiempo menores (semanal, diario...). Así, se ha aplicado este método en las lagunas Escondida y Costera, a partir de datos diarios, durante dos periodos de diferente pluviometría para los que se cuenta con registro limnimétrico detallado: julio de 2016 -estiaje- y febrero de 2017 -periodo lluvioso-.

5.3. Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas...

Tabla 5.12. Volumen anual promedio (izquierda) y porcentaje (derecha) de cada componente del balance hidrológico de los humedales de la desembocadura del Guadalhorce entre los años hidrológicos 2013/14 y 2017/18. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas

Volumen (dam³)				Porcentaje sobre el total (%)			
Laguna	P	Ev	ΔG	Laguna	P	Ev	ΔG
Escondida	6,30	25,89	19,53	Escondida	12,2	50,0	37,8
Grande	26,03	98,13	72,76	Grande	13,2	49,7	36,9
Casilla	7,28	29,90	22,02	Casilla	12,2	50,0	37,2
Limícolas	2,27	9,32	6,45	Limícolas	12,5	51,3	35,8
Eucaliptal	1,05	4,32	3,22	Eucaliptal	12,2	50,2	37,5
Río Viejo	12,13	46,78	34,59	Río Viejo	12,8	49,5	37,0
Costera	2,70	11,10	8,46	Costera	12,1	49,7	38,0
Charca Sur	0,58	2,38	1,69	Charca Sur	12,4	51,0	36,3

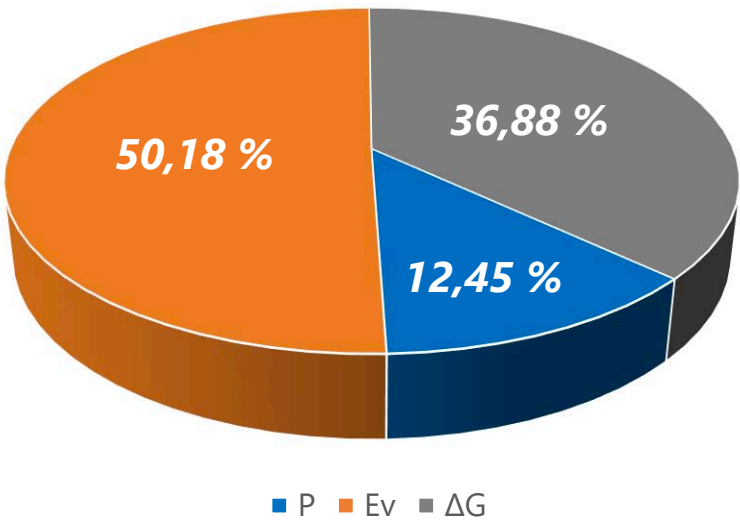


Figura 5.54. Porcentaje promedio anual de cada componente del balance hidrológico de los humedales de la desembocadura del Guadalhorce entre los años hidrológicos 2013/14 y 2017/18. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas

En la laguna Escondida (Tabla 5 del anexo 3 y Fig. 5.55) se observa, generalmente, que los volúmenes diarios de agua evaporada son bastante constantes en ambas épocas del año, aunque es mayor durante el mes de julio, en comparación con el de febrero. En este último la menor temperatura se refleja en una menor evaporación y, dado que es el mes más lluvioso, presenta algunas entradas de agua por precipitación. A pesar de ello, se puede apreciar que las

variaciones de volumen en el humedal vienen determinadas, en su mayor medida, por el intercambio neto de agua entre el humedal y el acuífero (ΔG), ya que presentan unas evoluciones y valores muy similares y ΔG es la componente de mayor magnitud del balance hidrológico -algunas variaciones superan los 500 m³/día-. Además, se pone de manifiesto que la cota limnimétrica en la laguna está también muy influenciada por el aporte o salida de aguas subterráneas. Es preciso destacar que el ascenso de cota que se observa entre el 16/07/16 y el 21/07/16 estuvo condicionado por el cierre de los brazos del río Guadalhorce (véanse Figs. 5.18 y 5.29), lo que ocasionó una subida del nivel del agua en el mismo y, por lo tanto, un ascenso generalizado en los niveles del acuífero y de los humedales.

Los resultados del balance con datos diarios de la laguna Costera (Tabla 5 del anexo 3 y Fig. 5.56) muestran cierta similitud con los observados en la laguna Escondida en febrero de 2017 (Fig. 5.55). El intercambio de agua entre el humedal y el acuífero sigue siendo el componente de mayor magnitud del balance hidrológico, con variaciones que pueden superar los 200 m³/día. Este intercambio parece, además, condicionar en gran medida las variaciones de volumen y de cota de lámina de agua en la laguna, ya que se aprecian evoluciones parecidas en ambas series de datos. No obstante, la magnitud del ascenso del nivel de agua no es proporcional al incremento de las aportaciones subterráneas. Por el contrario, no parece que exista, en este periodo temporal, una influencia significativa de la evaporación en las variaciones de nivel del agua. Los ascensos de cota limnimétrica acaecidos en febrero de 2017 podrían estar asociados a la precipitación, aunque se muestran con un desfase de varios días.

5.3. Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas...

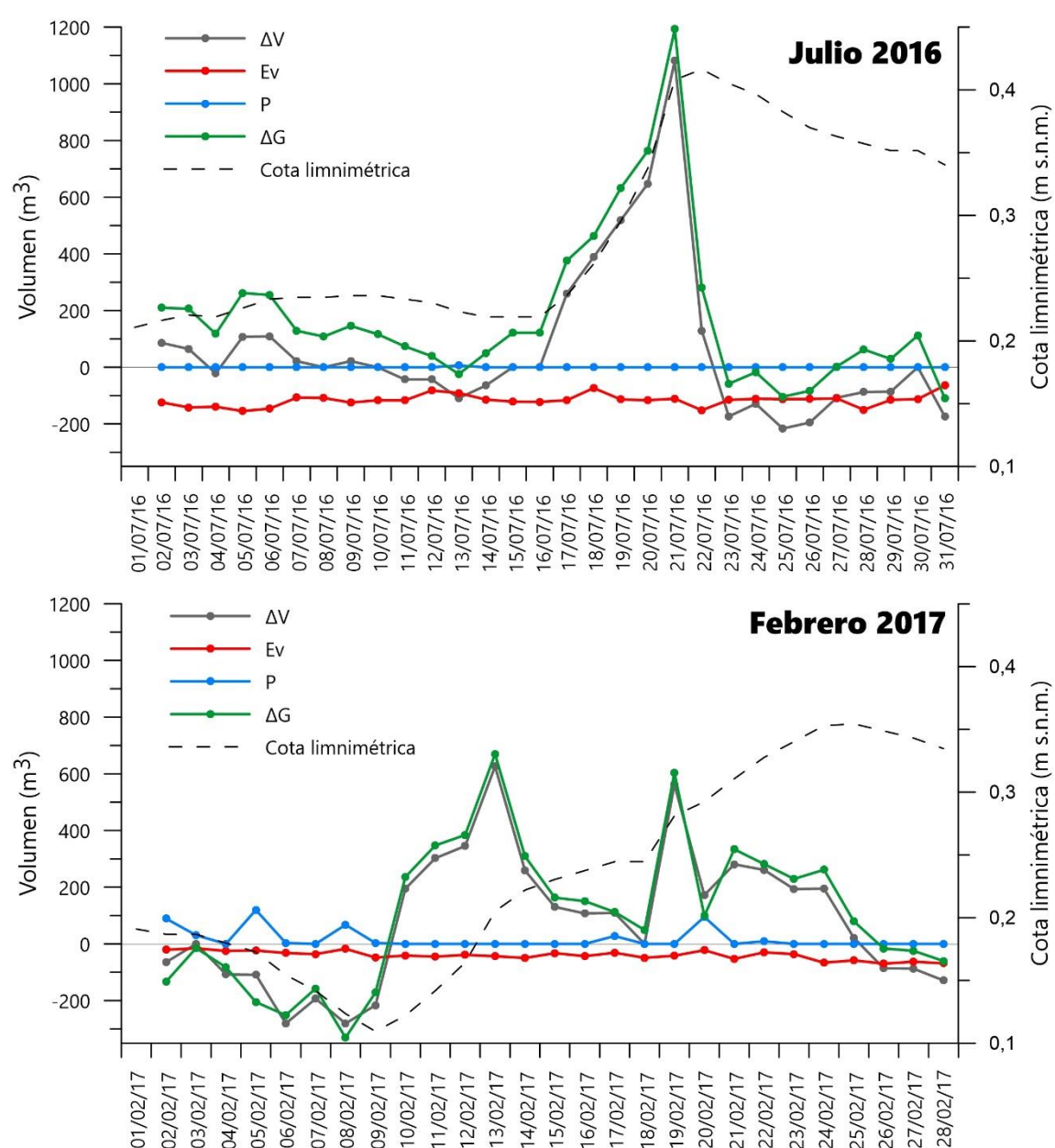


Figura 5.55. Resultados del balance hidrológico diario de la laguna Escondida en los meses de julio de 2016 y febrero de 2017. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas. Los valores de Ev se representan en negativo dado que constituyen salidas del humedal

La notable diferencia entre las variaciones de la cota limnimétrica en las lagunas Escondida y Costera, con mayores amplitudes en la primera que en la segunda, viene explicada por la situación geográfica y las características morfológicas de las mismas. Así, la laguna Escondida, más alejada del mar y con mayor calado, está más influenciada por el nivel piezométrico del acuífero cuaternario que la laguna Costera, la cual se encuentra muy próxima a la línea de

costa y, por lo tanto, al nivel de equilibrio hidráulico que supone el mar Mediterráneo. No obstante, la proximidad al mar también debe amortiguar las variaciones de nivel que puedan estar motivadas por las variaciones de cota piezométrica en el acuífero cuaternario.

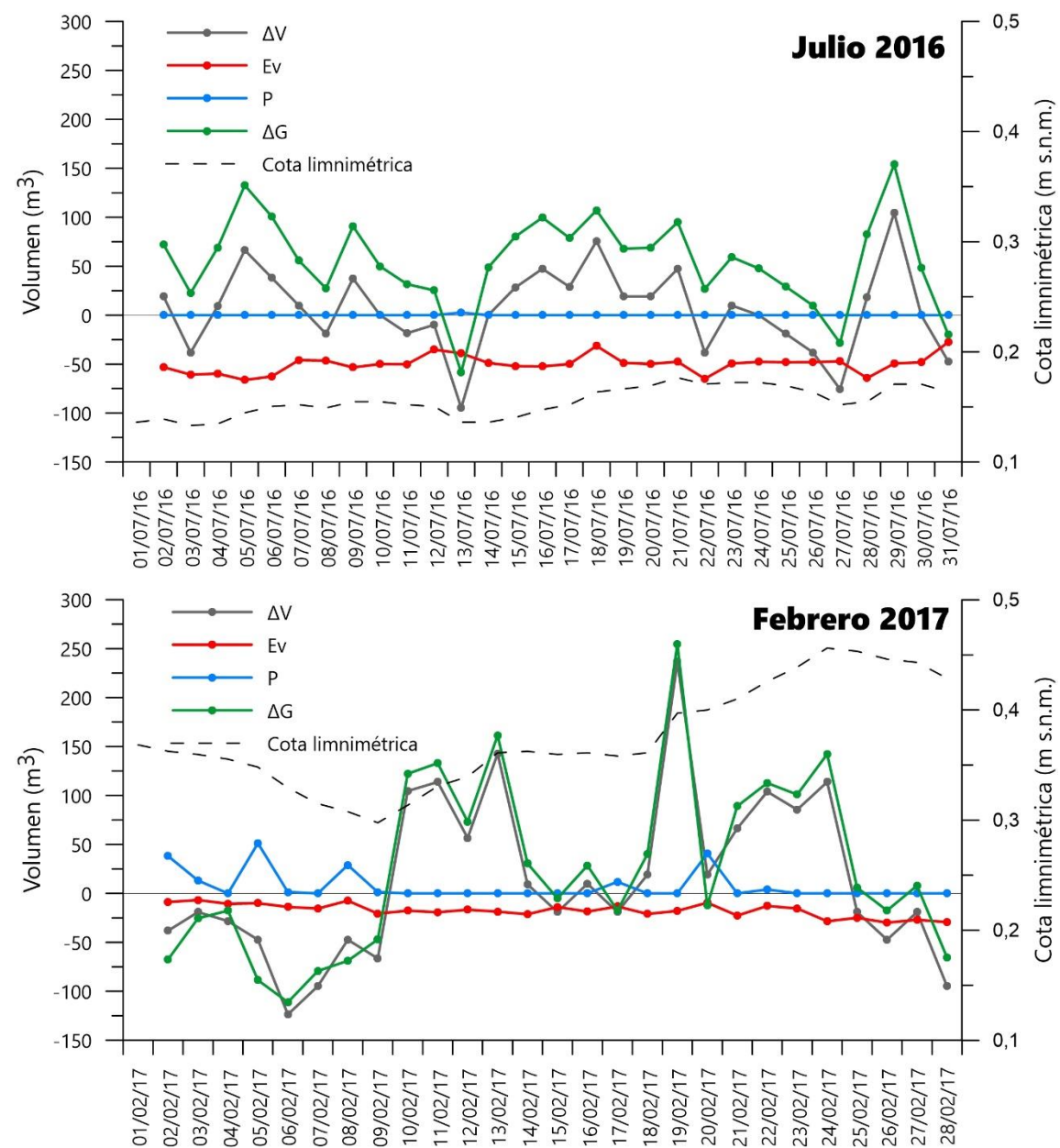


Figura 5.56. Resultados del balance hidrológico diario de la laguna Costera en los meses de julio de 2016 y febrero de 2017. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas. Los valores de Ev se representan en negativo dado que constituyen salidas del humedal

Por otra parte, se ha llevado a cabo un balance más detallado, con datos horarios, que ha requerido aplicar una modificación de la ecuación de Penman-

Monteith para un paso de tiempo horario (Allen *et al.*, 1998). Estos cálculos se han efectuado para las lagunas Escondida, Eucaliptal y Costera (Figs. 5.57, 5.58 y 5.59, respectivamente), ya que de ellas se dispone de registros continuos de la altura limnimétrica, en tres periodos diferentes del año, con el fin de constatar diferencias entre las estaciones: julio 2016 (mes cálido y sin lluvias), noviembre 2016 (mes templado y con lluvias) y febrero 2017 (mes frío y con lluvias). Para facilitar la visualización de la información se ha tomado un periodo común de 5 días en cada uno de estos meses.

El comportamiento de las diferentes componentes del balance hídrico es prácticamente similar en todas las lagunas, para cada uno de los periodos considerados. Las mayores variaciones de estas componentes tienen lugar en julio de 2016, ya que la mayor radiación solar incidente sobre los vasos lagunares hace que la evaporación sea de más cuantía. El volumen evaporado de los humedales se ve compensado por aportaciones de aguas subterráneas (valores positivos de ΔG), como se refleja en la variación de volumen en las lagunas (ΔV). Esta aportación de aguas subterráneas se traduce en un ascenso de la cota limnimétrica, aunque con un ligero desfase. Por la noche, cuando no hay radiación solar, disminuye la evaporación y las lagunas pierden agua hacia el acuífero.

La variación horaria de los componentes del balance es de mucha menor magnitud en los otros meses considerados (noviembre y febrero), ya que la radiación solar es menor y, por tanto, influye en menor medida sobre las posibles entradas y salidas de agua subterránea. A pesar de ello, se sigue observando el comportamiento antes descrito, con intercambios netos positivos con las aguas subterráneas que se acentúan cuando la evaporación es mayor.

La comparación entre los resultados del balance hidrológico con datos diarios de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce permite comprobar que el volumen constituido por el intercambio neto de agua con el acuífero supone la mayor parte del total del balance. En cambio, con datos anuales y mensuales, la evaporación es la componente de mayor valor en el balance.

5.3. Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas...

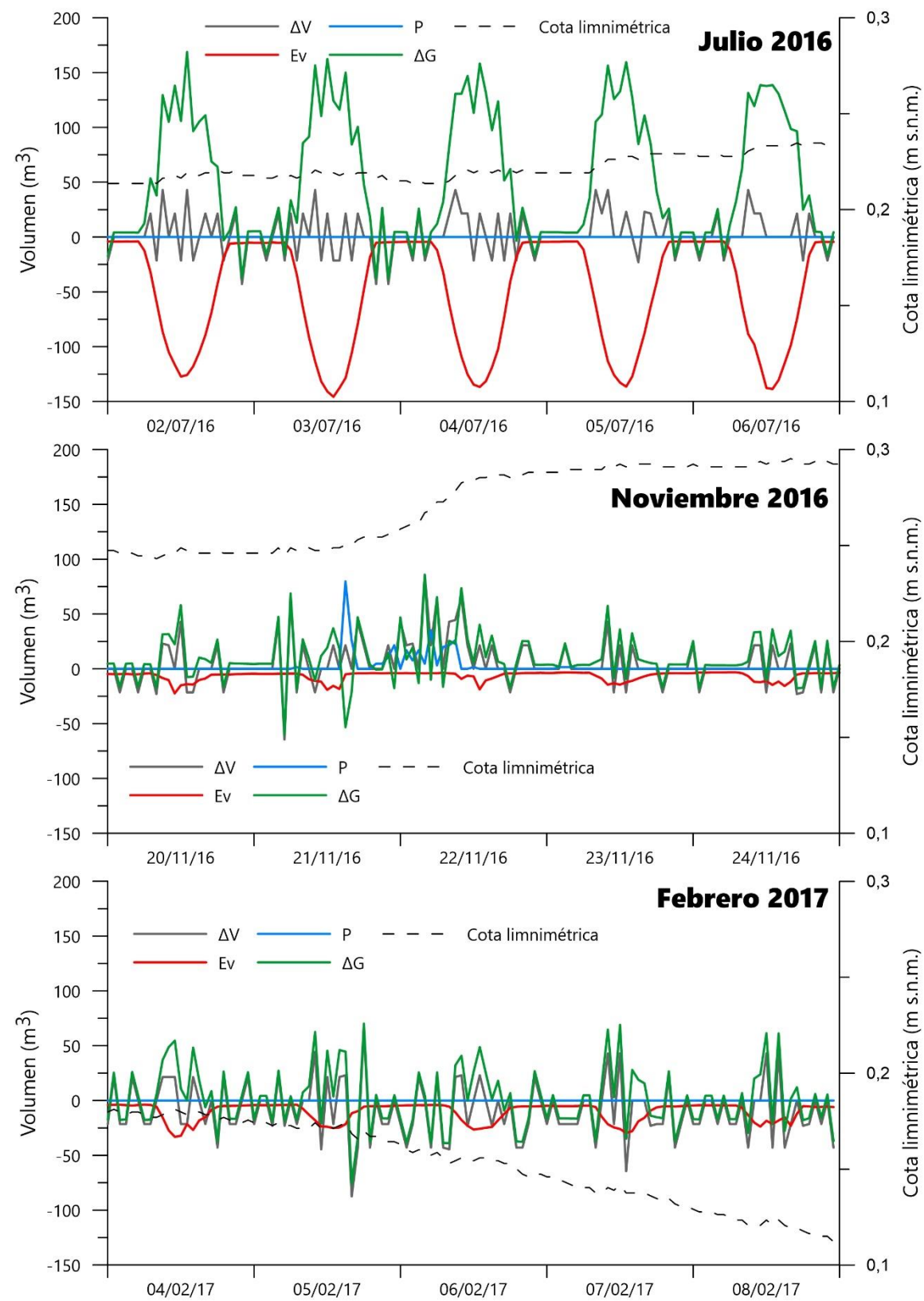


Figura 5.57. Resultados del balance hidrológico horario de la laguna Escondida en los meses de julio de 2016, noviembre de 2016 y febrero de 2017. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas. Los valores de Ev se representan en negativo dado que constituyen salidas del humedal

5.3. Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas...

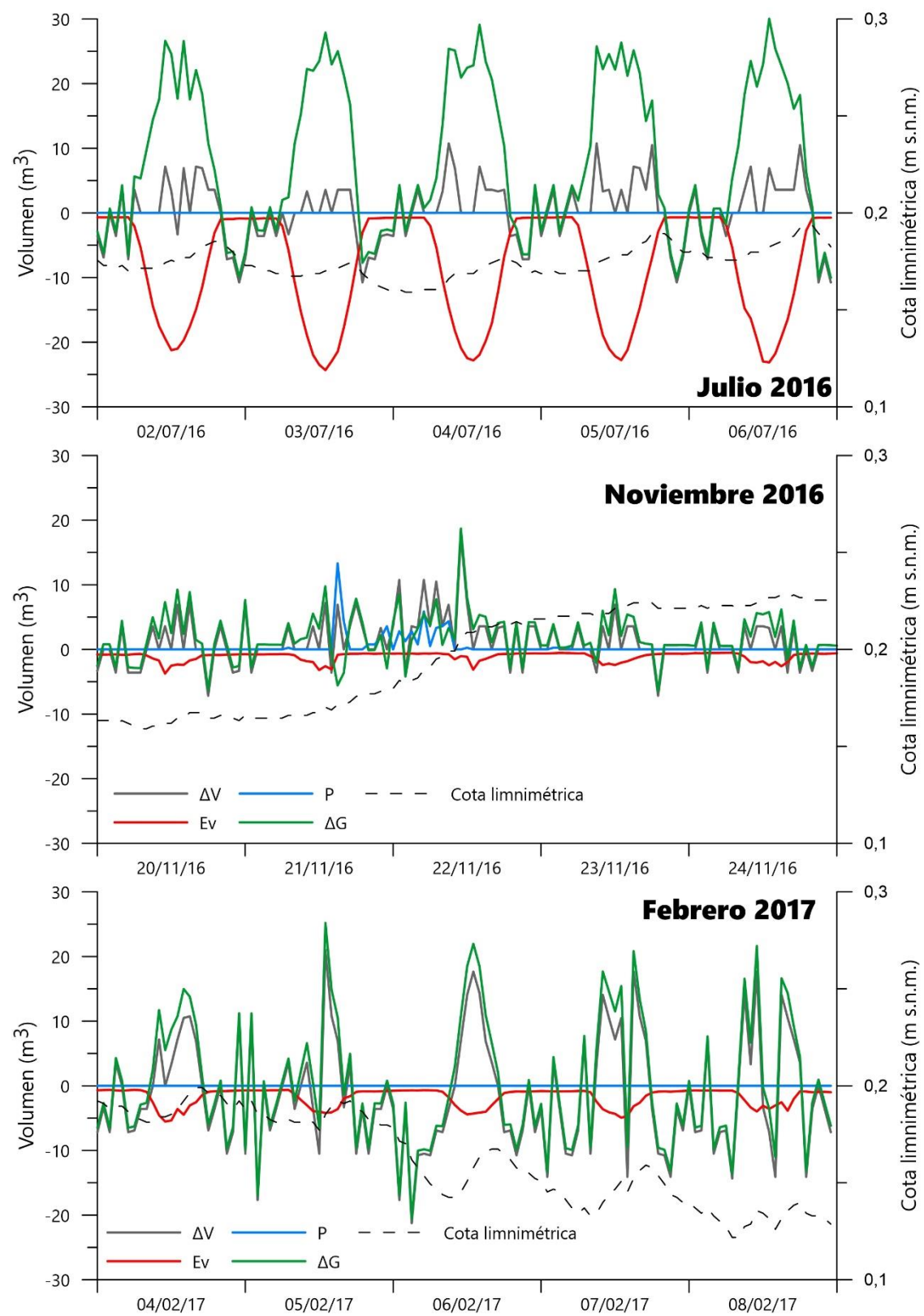


Figura 5.58. Resultados del balance hidrológico horario de la laguna Eucaliptal en los meses de julio de 2016, noviembre de 2016 y febrero de 2017. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas. Los valores de Ev se representan en negativo dado que constituyen salidas del humedal

5.3. Análisis de la interacción entre los sistemas hidrológicos mediante diversas...

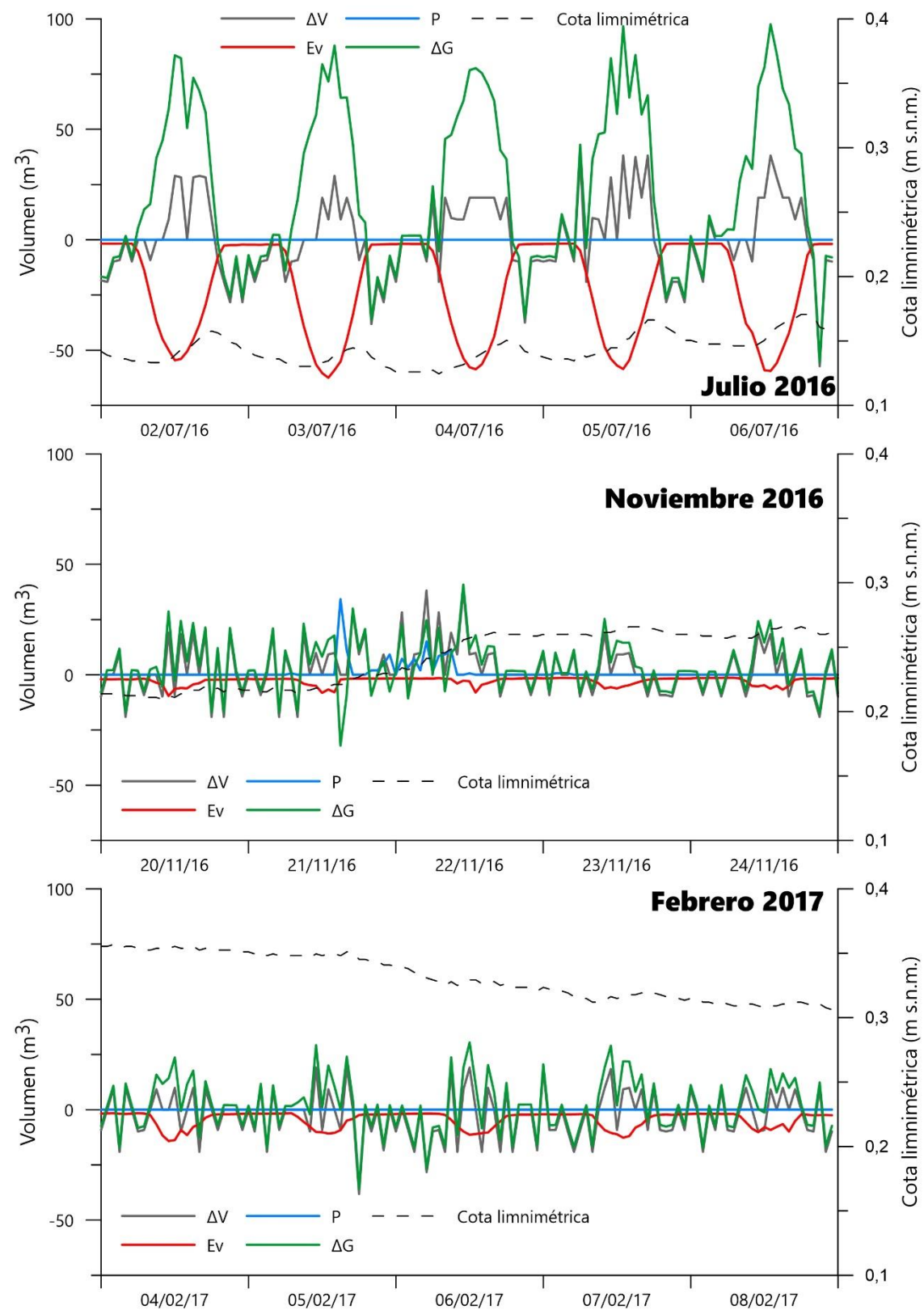


Figura 5.59. Resultados del balance hidrológico horario de la laguna Costera en los meses de julio de 2016, noviembre de 2016 y febrero de 2017. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas. Los valores de Ev se representan en negativo dado que constituyen salidas del humedal

5.3.6. Síntesis del funcionamiento hidrogeológico de los humedales

En la figura 5.60 se ha intentado ilustrar el modelo conceptual de funcionamiento de los humedales durante diferentes momentos del día, considerando las distintas componentes del ciclo hidrológico.

Durante la noche, la cota limnimétrica de las lagunas desciende hasta alcanzar su mínimo en las primeras horas de la mañana. Cuando la cota del agua en el humedal se sitúa por debajo de la cota piezométrica, comienza a entrar agua desde el acuífero para compensar el desequilibrio generado entre los niveles de agua. Las aportaciones subterráneas, con menor conductividad eléctrica, siguen teniendo lugar durante el día, inducidas por la evaporación, y como consecuencia de ello el nivel del agua en la laguna asciende progresivamente hasta el final de la tarde, cuando alcanza su máximo e, incluso, llega a situarse a una cota superior a la del nivel piezométrico del acuífero. Durante la noche, vuelve a repetirse el flujo de agua desde el humedal al acuífero. Este ciclo, que se repite diariamente en las lagunas, parece ser el resultado del efecto combinado de las mareas y de la evaporación (evapotranspiración).

El descenso de nivel que se produce en los humedales durante la noche (cuando no se produce evaporación) es la consecuencia de la bajada de la marea que tiene lugar previamente entre las 14:00 horas y las 19:00 horas, que se transmite con cierto retardo al acuífero y, a su vez, a las lagunas. En las primeras horas del día, la cota limnimétrica en los humedales ya está por debajo del nivel piezométrico en el acuífero, lo que induce el flujo del agua subterránea desde este último hacia las lagunas. No obstante, la radiación solar que se produce a lo largo del día provoca evaporación (evapotranspiración) desde la lámina de agua de los humedales, lo que induce el flujo del agua subterránea desde el acuífero, menos mineralizada, hasta que por la tarde el nivel del agua en las lagunas llega a estar por encima del nivel piezométrico. Estas variaciones diarias son de menor magnitud en épocas del año en las que los valores de evapotranspiración son menores, como durante el invierno o en días nublados o lluviosos.

Por tanto, las variaciones diarias del nivel piezométrico del acuífero y de la cota limnimétrica de los humedales, y la interrelación que existe entre ellos, está más condicionada por la transferencia de la señal de la marea durante la noche y principalmente por el sol (evaporación) durante el día.

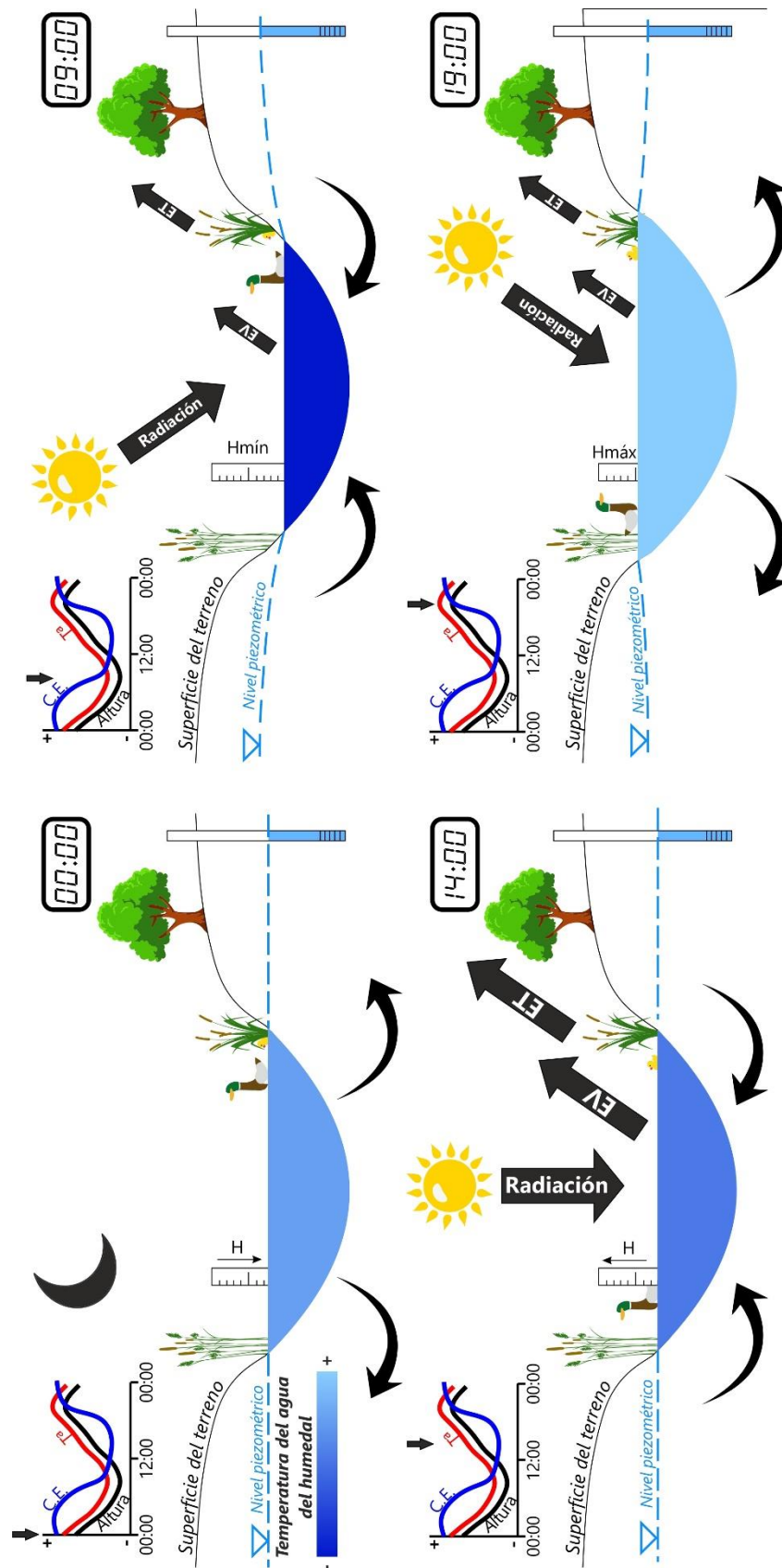


Figura 5.60. Modelo conceptual del funcionamiento hidrológico diario de las lagunas de la desembocadura del Guadalquivir. El tamaño de las flechas es proporcional a la magnitud relativa de cada componente

El modelo conceptual presentado en la figura 5.60, junto con todos los resultados mostrados anteriormente, permiten sintetizar el funcionamiento de los humedales de la desembocadura del Guadalhorce. Los humedales están situados entre los dos brazos del río Guadalhorce y el mar Mediterráneo, por lo que no reciben aporte ni salida de aguas superficiales (Figs. 5.61 y 5.62).

No obstante, en situaciones de avenidas extraordinarias o de temporales de levante, pueden recibir agua procedente del río Guadalhorce o del mar Mediterráneo, respectivamente (líneas discontinuas en Fig. 5.61). Por tanto, las entradas de agua a los humedales proceden fundamentalmente de las precipitaciones que caen sobre ellas y de la aportación subterránea, mientras que las salidas se limitan a la evapotranspiración y a las salidas subterráneas (Fig. 5.61). Cada componente será de mayor o menor magnitud en función de la época del año e incluso de las horas del día, ya que la evapotranspiración -ET- depende de la temperatura del aire, en mayor medida. La ET es la variable del ciclo hidrológico que más condiciona las entradas y salidas de agua subterránea en el humedal. Retira agua desde el humedal a la atmósfera, al mismo tiempo que induce el flujo desde el acuífero al humedal y se produce el reajuste del equilibrio hidráulico con el mar y los brazos del río Guadalhorce.

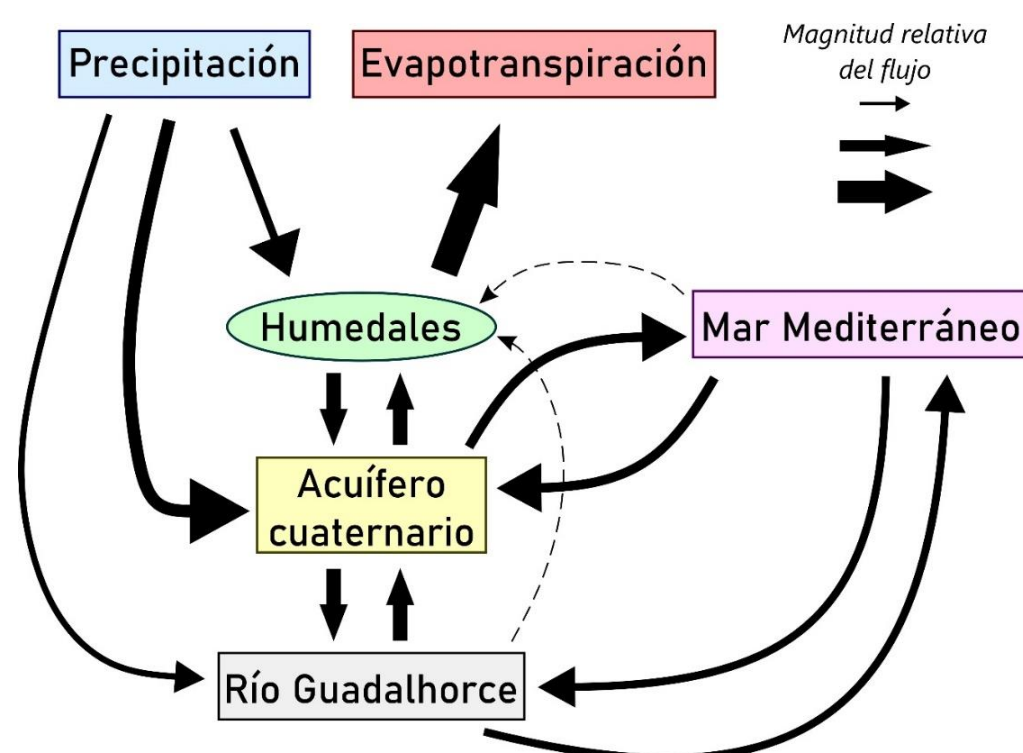


Figura 5.61. Diagrama de flujo del funcionamiento hidrológico-hidrogeológico de los sistemas hidrológicos existentes en la desembocadura del Guadalhorce

El mar Mediterráneo es el otro elemento que condiciona el funcionamiento hidrogeológico de todo este sector (Fig. 5.62). Las mareas se propagan por el tramo de desembocadura del río Guadalhorce y a través del acuífero cuaternario, en el cual se encuentran los humedales, por lo que estos también reflejan el influjo mareal, sobre todo durante la noche (cuando el efecto de la radiación solar, la evaporación, no existe). Además de las condiciones de aguas altas o aguas bajas, la ubicación de cada laguna con respecto a la línea de costa, sumado al calado que presentan, condiciona notablemente la salinidad de sus aguas (Figs. 5.25 y 5.62). Así, las lagunas más someras y próximas al mar son más salinas que las que se encuentran más alejadas y tienen mayor calado.

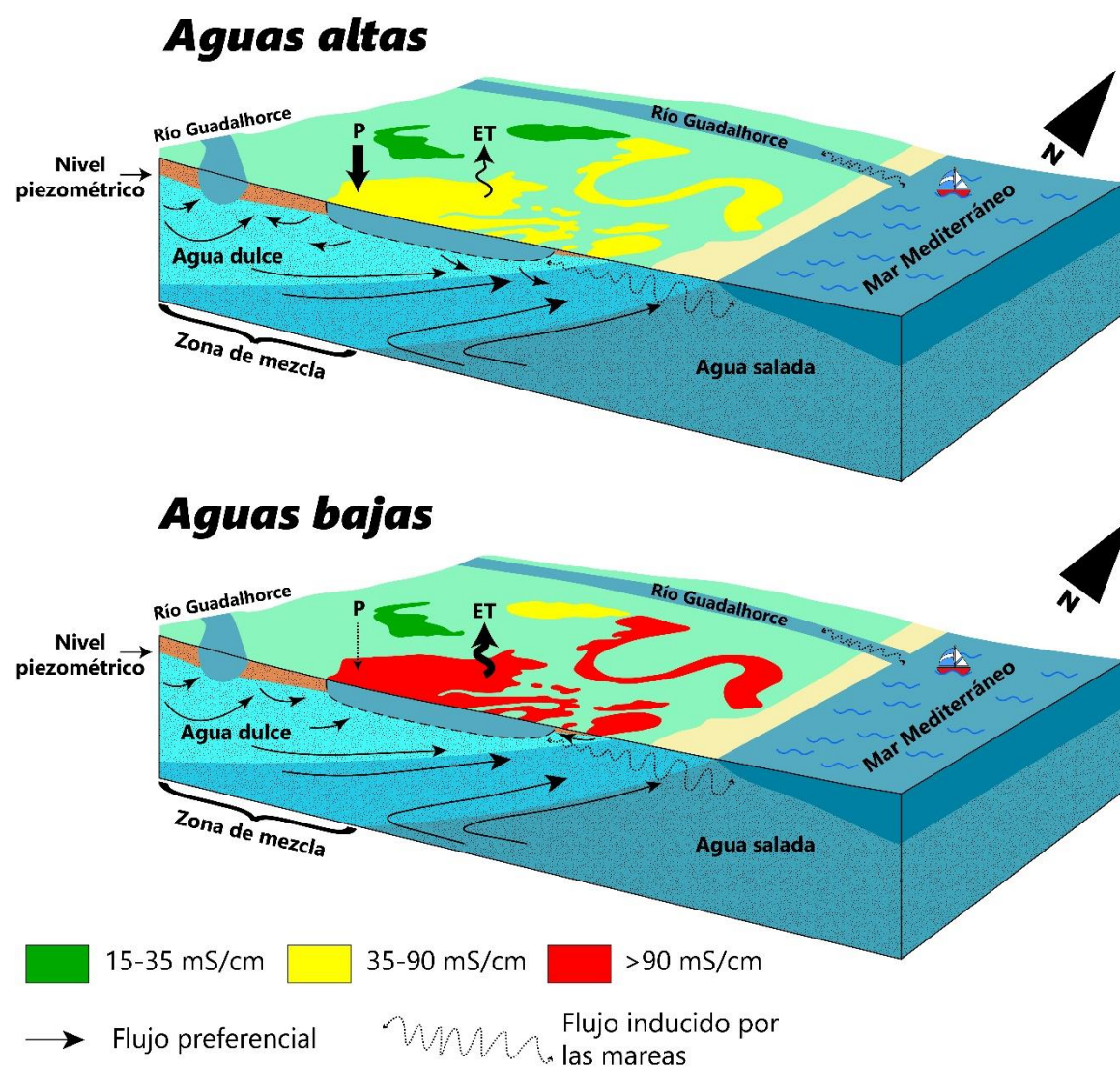


Figura 5.62. Esquema conceptual del funcionamiento hidrológico-hidrogeológico de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce. P: precipitación, ET: evapotranspiración. El grosor de las flechas de P y ET indica la magnitud relativa del volumen de agua movilizado

5.4. IMPACTO DEL ENCAUZAMIENTO DEL RÍO GUADALHORCE SOBRE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS Y LOS HUMEDALES ASOCIADOS

Sólo en Europa, entre 1998 y 2004, las avenidas fluviales ocasionaron 25.000 millones de euros de daños materiales y unas 500.000 personas tuvieron que desplazarse (EEA, 2011). Estos hechos generan preocupación en asentamientos urbanos densamente poblados, así como en áreas industriales o de ocio. Con el objeto de mitigar los riesgos asociados a las inundaciones, se han llevado a cabo diversos tipos de actuaciones humanas, tales como la construcción de presas, el dragado de los cauces fluviales o la modificación de los cursos originales de los ríos mediante encauzamientos (USEPA, 2007). Esta última solución constituye una de las prácticas de ingeniería más comúnmente usadas para controlar el riesgo de inundación y drenar áreas encharcadizas -humedales-, entre otros propósitos (Brookes, 1981; Schoof, 1980; Brookes y Shields, 1996). Un ejemplo puede encontrarse en la ciudad de Valencia, donde el río Turia, que antaño circulaba a través de la misma, fue desviado hacia el sur para mitigar el riesgo de inundaciones en la ciudad (Puertes y Francés, 2016).

No obstante, este tipo de soluciones ingenieriles suele tener un impacto importante en la hidrología, con cambios en la velocidad del agua y en la capacidad de transporte de sedimentos (Brookes, 1988). También existen impactos en la hidrogeología, como modificaciones de la descarga subterránea hacia ríos (LaSage *et al.*, 2008), intrusión marina (Petalas, 2013) o inundación mareal (Carol *et al.*, 2014). El intercambio entre aguas superficiales y subterráneas puede verse afectado de igual modo, como demostraron Constantz *et al.* (2016), por las alteraciones en los procesos biogeoquímicos y en los sistemas ecológicos al comparar un sistema encauzado con otro que no lo estaba.

La biodiversidad acuática se ve influenciada igualmente por este tipo de infraestructuras, con efectos negativos destacados en las poblaciones de peces, en la biomasa o en la densidad total (Swales, 1980, 1982) y cambios en las comunidades vegetales (Haslam, 1973, 1978) mediante deforestación y conversión a usos agrícolas del suelo (Shankman, 1996). El hábitat de las áreas fluviales, asimismo, puede verse negativamente afectado (Brooker, 1985) con impactos en los macroinvertebrados, en las aves o en la vegetación riparia.

El impacto de la actividad humana en estos ecosistemas está ampliamente documentado en la literatura científica (Middleton, 1999; Simenstad *et al.*, 2006), pero se ha profundizado poco en los cambios hidrogeológicos (intercambio aguas superficiales/subterráneas, salinización, etc.) como consecuencia de la canalización de un río.

La desembocadura del río Guadalhorce es un ejemplo de encauzamiento llevado a cabo para paliar los efectos que generaban las inundaciones provocadas por la crecida del mismo. Hay que tener en cuenta que históricamente existía un asentamiento fenicio en esta área, como demuestra el yacimiento arqueológico del Cerro del Villar (Fig. 5.63), que se ubicaba sobre una zona ligeramente más elevada para evitar las inundaciones. No obstante, han sido muy frecuentes las avenidas en la zona de la desembocadura, a menudo con consecuencias catastróficas, como graves daños materiales en las áreas urbanas e industriales próximas, e incluso víctimas humanas (Perles *et al.*, 1999b). Tras las inundaciones históricas de 1989, en las que perdieron la vida varias personas y hubo cuantiosos daños materiales, las autoridades decidieron encauzar el río Guadalhorce y dividir en dos brazos su tramo final, antes de desembocar en el mar Mediterráneo. Como se comentó anteriormente, estos trabajos tuvieron lugar entre 1997 y 2003 y dejaron aislado el complejo lagunar de la desembocadura del Guadalhorce. El tramo afectado por estas obras comprende 7 km, desde la costa hacia el interior (Fig. 5.63), con 350 m de ancho y un calado de 2 m de profundidad, también en la desembocadura, donde el fondo del cauce se encuentra a 2 m b.n.m.

Existen algunos trabajos previos para estudiar, de forma preliminar, los posibles impactos de estas obras sobre la hidrología y la hidrogeología (SURGE, 1995; Lucena y Carrasco, 2000) o sobre los hábitats (Perles *et al.*, 1999a, 1999c), pero no se ha llevado a cabo una evaluación adicional detallada de dichas afecciones. Además, son escasos los estudios multidisciplinarios y transversales sobre infraestructuras hidráulicas de este tipo y, más aún, los trabajos sobre impactos en la hidrología, hidrogeología, biología, vegetación, hábitats, etc.

Por ello, dentro de la presente tesis doctoral, se han querido investigar los posibles impactos de esta infraestructura en el funcionamiento hidrológico e hidrogeológico de la desembocadura del Guadalhorce, así como las interacciones entre aguas superficiales y subterráneas y la flora y avifauna presente. Los

resultados de esta investigación han sido publicados por Nieto *et al.* (2020), como puede constatarse en el anexo 1.

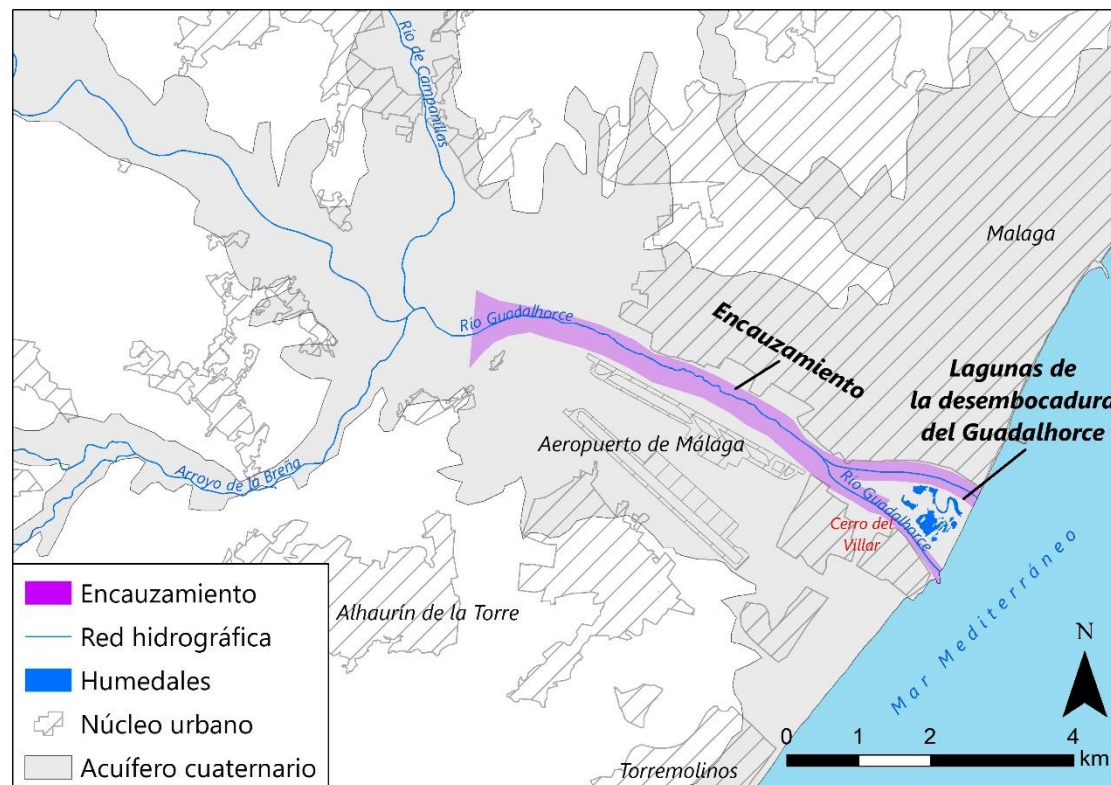


Figura 5.63. Localización y planta del encauzamiento del río Guadalhorce en su desembocadura

5.4.1. Cambios en el uso del suelo

La agricultura ha sido el principal uso del suelo a lo largo de la historia en el valle del Guadalhorce, con plantaciones relativamente recientes de cítricos, árboles frutales y vegetales, así como otras modalidades de cultivos con y sin regadío. Además, los cultivos de caña de azúcar, con unas altas necesidades hídricas, eran mayoritarios cerca del sector costero, en la desembocadura.

La figura 5.64 muestra el cambio en el uso del suelo que ha tenido lugar entre 1996 y 2015, con numerosas variaciones asociadas al encauzamiento: desaparición de todas las tierras cultivadas cerca de la orilla del río Guadalhorce y en la desembocadura, que dieron paso a un área inundable controlada, de extensión considerable.

5.4. Impacto del encauzamiento del río Guadalhorce sobre las aguas subterráneas y...

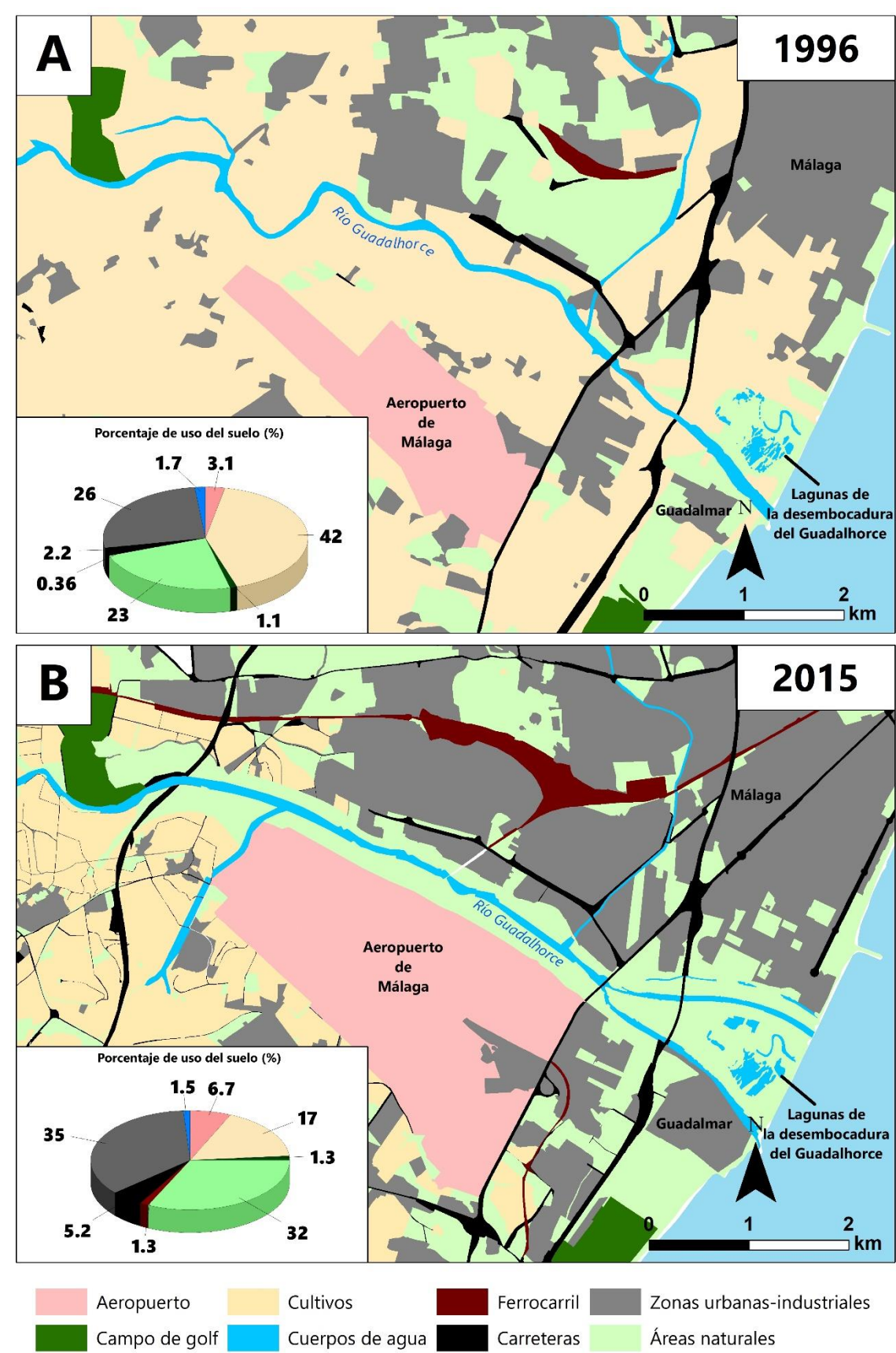


Figura 5.64. Usos del suelo del sector costero del Bajo Guadalhorce en 1996 (A) y 2015 (B)

No obstante, han tenido lugar otros cambios en el territorio durante el periodo 1996-2015, tales como la ampliación del aeropuerto de Málaga, con una nueva pista, o de las zonas industriales de la margen izquierda del río Guadalhorce, además del aumento de las zonas residenciales y de ocio en ambas márgenes. Así, el uso agrícola del suelo en el sector costero del Bajo Guadalhorce se ha reducido del 42% al 17%, mientras que las áreas naturalizadas han pasado del 23% al 32%, debido al área inundable requerida para el río, que no admite un uso del suelo distinto.

Los cambios en el uso del suelo son similares a los observados en otros casos, como la llanura de inundación asociada al río Danubio, donde casi 20.000 km², de los 26.000 km² de la misma fueron aislados por diques (Tockner *et al.*, 2008). En Europa, el 95% de las llanuras de inundación de los ríos han sido reconvertidas a usos diferentes (EEA, 2018). En algunos casos, los trabajos estaban destinados a mejorar la navegación, en lugar de a controlar las crecidas de los cursos fluviales, aunque ambos objetivos se cumplieron en la mayoría de ellos. A todo ello hay que añadir que los nuevos usos del suelo junto a ríos encauzados pueden causar impactos negativos debido a la descarga de contaminantes, ya sea de forma difusa o puntual.

Actualmente, el uso del suelo en el sector costero del río Guadalhorce, antes de desembocar en el mar, está caracterizado por la presencia de áreas industriales y del aeropuerto de Málaga, así como por una urbanización creciente (Perles *et al.*, 1999b), que ha supuesto un aumento del 9% en la superficie urbanizada (Fig. 5.64).

La incisión de 2 m en el lecho del río Guadalhorce en el tramo encauzado ha supuesto también un gran cambio en la morfología e hidrodinámica (Garrido y Alba, 2008), ya que fomenta el flujo de las aguas subterráneas hacia el río y hace más fácil a las mareas penetrar tierra adentro a lo largo de él.

5.4.2. Impactos sobre el funcionamiento hidrológico

Los registros piezométricos y los mapas de isopiezas mostrados en el apartado 3.3 de la presente tesis doctoral ponen de manifiesto diferentes comportamientos asociados a los cambios en el uso del suelo en el sector costero. Así, el descenso de los bombeos que supuso la disminución de la superficie de regadíos generó una

subida de los niveles piezométricos en los acuíferos cuaternario y plioceno, con mayores cotas en este último, debido a su carácter (semi)confinado.

Los nuevos brazos del río Guadalhorce, cuyos lechos se ubican a 2 m b.n.m., actúan como drenes del acuífero cuaternario, por lo que los flujos subterráneos procedentes del norte, que antes se dirigían hacia el brazo sur del río (Fig. 3.21A) y circulaban a través de los humedales, ahora son interrumpidos por el brazo norte.

Los mapas de isopiezas de detalle en el área de la desembocadura (Fig. 5.32) muestran diferentes comportamientos hidrológicos y permiten comprobar una amplia variedad de relaciones entre los sistemas hidrológicos. Así, en periodos húmedos (Fig. 5.32A), algunos humedales como las lagunas Grande o Eucaliptal actúan como elementos de recarga al acuífero, mientras que otras, como Limícolas o Casilla, reciben mayores aportaciones subterráneas al presentar menor cota de lámina de agua. En periodos secos ocurre lo contrario (Fig. 5.32B): los humedales que en aguas altas recargaban al acuífero ahora actúan como elementos de descarga, y lagunas como Casilla y Escondida recargan agua al acuífero, aunque, como se ha indicado, estas relaciones pueden variar incluso en función de las horas.

Las lagunas situadas más hacia el continente (Escondida y Casilla) presentan variaciones más atenuadas de lámina de agua, algo que podría deberse al mayor calado que presentan, que favorecería una mejor conexión hidráulica con el acuífero.

Las obras de encauzamiento han generado un estuario en cada brazo de la desembocadura del río, con una influencia notable del mar Mediterráneo. Por tanto, también ha tenido lugar una afección a la calidad química del acuífero cuaternario, con altos valores de conductividad eléctrica y de concentraciones de algunos iones como Cl^- o Na^+ , que evidencian esta nueva situación. Además, el aumento de Na^+ ha supuesto una disminución de las concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} en las aguas del acuífero cuaternario, debido probablemente a reacciones de intercambio catiónico (Andersen *et al.*, 2005; Appelo y Postma, 2005; Giambastiani *et al.*, 2013). Esto ha ocurrido incluso disminuyendo los bombeos en el área, por lo que se puede asumir que la salinización del sector costero del acuífero aluvial cuaternario se debe a la situación hidrodinámica generada por el encauzamiento. Ello favorece un mayor intercambio agua dulce-agua salada entre

el acuífero aluvial cuaternario, el río Guadalhorce y el mar Mediterráneo, con más influencia de este último sobre los otros del que existía en condiciones naturales.

Las lagunas Grande y Eucaliptal presentaban, antes del encauzamiento, una relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ menor que en la actualidad (Fig. 5.65), lo que indica una mayor influencia de agua dulce. Actualmente, la concentración de cloruros es incluso superior a la del agua de mar, así como la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$, lo que sugiere una influencia marina de más magnitud.

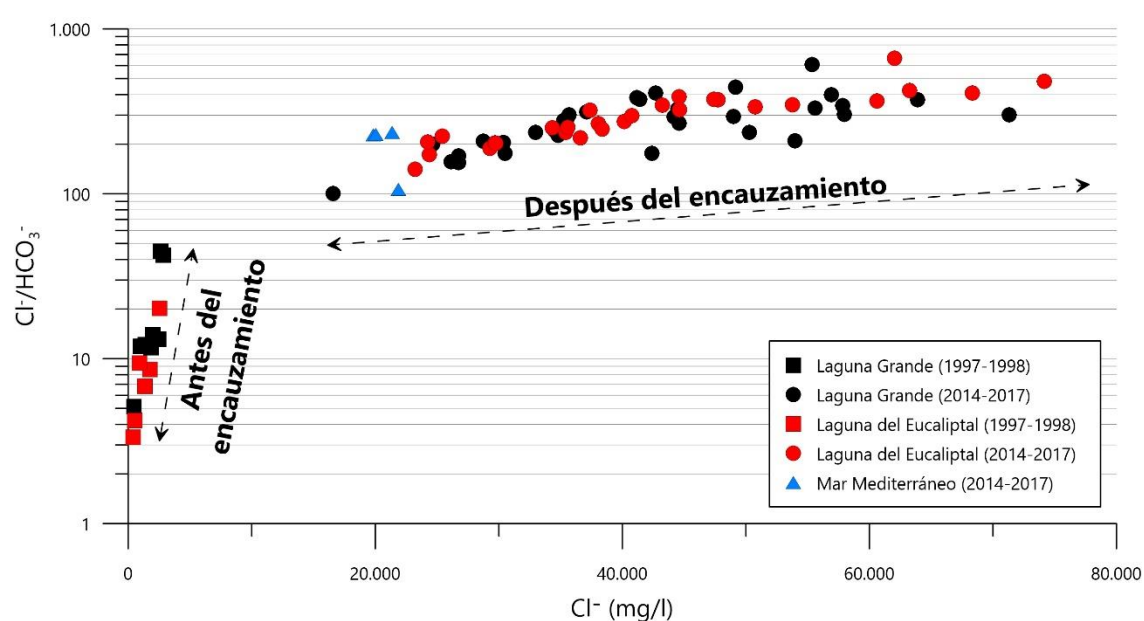


Figura 5.65. Relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ frente a la concentración de Cl^- de las lagunas Grande y Eucaliptal en diferentes periodos

A toda esta información hay que añadir los resultados del análisis de tendencias efectuado a los valores de CE del agua de las lagunas (Tabla 5.8), que reflejan una tendencia claramente positiva en todas, a excepción de en la laguna Escondida.

Se podría plantear la hipótesis de que la salinización de estos humedales respondiera a procesos naturales en un área costera, pero en el tiempo transcurrido desde sus orígenes (1977) hasta las primeras mediciones de CE (1995), no tuvo lugar un aumento de tal magnitud como durante las obras de encauzamiento y después de las mismas (Figs. 5.23, 5.24 y 5.65). Asimismo, podría considerarse la hipótesis de que otro factor que haya influido en la salinización haya sido el ascenso

del nivel del mar durante las últimas décadas, de 5,775 cm desde 1992 a 2017 en el mareógrafo del puerto de Málaga (Puertos del Estado, 2019).

5.4.3. Impactos sobre la biodiversidad

La razón principal para proteger los humedales de la desembocadura del Guadalhorce bajo la figura de Paraje Natural fue la presencia de aves migratorias y protegidas, que encuentran en estas lagunas un lugar de descanso en su viaje entre Europa y África (Consejería de Medio Ambiente, 2005), así como que constituyen un enclave de biodiversidad en las inmediaciones de la ciudad de Málaga.

En este contexto, es importante tener en cuenta el impacto, antes mencionado, que pueden tener los encauzamientos sobre la biodiversidad en general (Brooker, 1985) o sobre la que hay asociada a los humedales (Wilcock, 1991). Se cuenta con los censos globales de avifauna llevados a cabo por la AMAYA desde 1997, que se muestran en la figura 5.66, y que permiten realizar una primera evaluación del impacto.

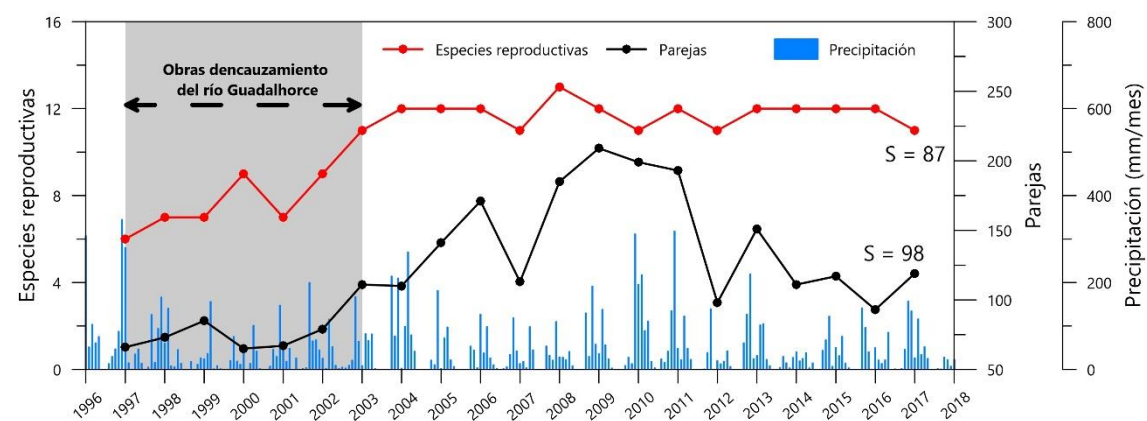


Figura 5.66. Número de especies reproductivas y parejas de aves nidificantes de los humedales de la desembocadura del Guadalhorce entre 1997 y 2017. S: estadístico de Mann-Kendall, que indica la tendencia de la serie de datos

El número de especies reproductivas que anidan en los humedales ha aumentado durante el periodo censado, de forma más acelerada hasta 2004, cuando dicho número alcanzó el doble que el registrado en 1997. Se observa, asimismo, que existió una tendencia ascendente en el número de parejas, hasta el año húmedo 2010/2011 (Tabla 5.13).

Entre las aves censadas existen algunas que se encuentran amenazadas y están catalogadas en el Libro Rojo de las Aves de España (Madroño *et al.*, 2004), como el pato colorado (*Netta Rufina*) o el chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*), tipificadas como “Vulnerables (VU)”. El área de estudio es también el hábitat de la malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*), tipificada como “En Peligro (EN)”, y que empezó a anidar en las lagunas después de 2003. Habitualmente vive en humedales de profundidades mayores de 1,5 m, con aguas ligeramente salinas y eutrofizadas (Torres y Arenas, 1985). Las lagunas Escondida y Casilla son las únicas que cumplen estas condiciones actualmente y en ellas puede observarse la malvasía cabeciblanca, junto a otras especies nadadoras.

La figura 5.67 muestra la evolución de dos especies diferentes en la laguna Grande: el ánade real (*Anas platyrhynchos*) y la cigüeñuela común (*Himantopus himantopus*), un ave nadadora y una limícola -frecuenta las orillas-, respectivamente.

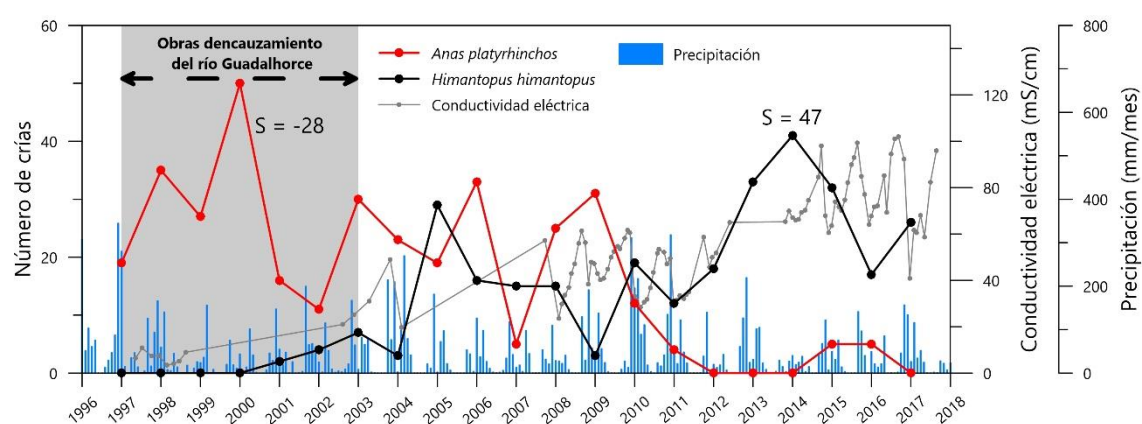


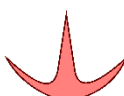



Figura 5.67. Número de individuos de *Anas platyrhynchos* e *Himantopus himantopus* censados en la laguna Grande entre 1997 y 2017. S: estadístico de Mann-Kendall, que indica la tendencia de la serie de datos

No se registraron individuos de cigüeñuela hasta 2001, cuando comenzó a anidar en esta laguna, con una evolución ascendente en algunos periodos y descendente en otros, aunque ha mantenido una tendencia ascendente, como pone de manifiesto el parámetro estadístico S, de Mann-Kendall (Tabla 5.13). No obstante, las poblaciones de ánade real presentan una evidente tendencia decreciente, hasta su desaparición de este humedal en 2012. Algunos individuos anidaron aquí en 2015 y 2016, aunque no se han vuelto a registrar en 2017. Este

cambio poblacional podría explicarse por la variación en la calidad y mineralización del agua de la laguna Grande. El ánade real muestra una preferencia por las aguas dulces (Madge y Burn, 1988) y, cuando la salinidad es demasiado elevada, deja de reproducirse. Sin embargo, la cigüeñuela prefiere ambientes salinos tales como desembocaduras de ríos, orillas de estuarios, lagunas costeras (Johnsgard, 1981; Snow y Perrins, 1998), charcas costeras y someras con áreas extensas de marjales, así como marismas salinas costeras (Johnsgard, 1981; Del Hoyo *et al.*, 1996). Por tanto, cuando la CE del humedal empezó a aumentar, la cigüeñuela encontró el hábitat ideal para la cría, tanto en esta laguna como en otras del Paraje Natural.

Tabla 5.13. Resultados del test de Mann-Kendall en algunos censos de aves efectuados entre 1997 y 2017 en las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce

Variable	Parejas	Especies reproductivas	Anas Platyrhinchos	Himantopus himantopus
Observaciones	21	21	21	21
Mínimo	65	6	0	0
Máximo	209	13	50	41
Media	121,7	10,5	16,7	13,9
SD	46,4	2,1	14,2	12,6
S	87	98	-28	47
Var(S)	1.096	983	407	332
p-valor (dos colas)	0,009	0,002	0,181	0,012
alpha	0,05	0,05	0,05	0,05
Tendencia				
Pendiente de Sen (individuos/año)	3,3	0,2	-1,4	1,5

Los cambios en la vegetación durante las últimas décadas también se han tenido en cuenta. Los primeros estudios fueron realizados por Díez Garretas (1977) y Asensi y Nieto (1981). El objeto de sus trabajos era el reconocimiento y caracterización de la vegetación costera, halófito y de humedales de la costa de la provincia de Málaga y, más específicamente, la fitosociología de las plantas. En dichos estudios se detectó la asociación vegetal *Scirpetum compacto-littoralis phragmitetosum isiaci*, compuesta por *Typha angustifolia*, *Scirpus maritimus* var. *compactus* o *Phragmites communis* subsp. *isiacus*, entre otras. Un trabajo

más reciente, llevado a cabo por Casimiro-Soriguer-Solanas y García-Sánchez (2017), ha demostrado la ausencia de algunas de las especies que constituían esta asociación (Tabla 5.14). Para ello, estudiaron las comunidades psammófilas, halófilas, halonitrófilas e hidrófilas, así como aquellas asociadas a aguas muy salinas, en diversas campañas de trabajo llevadas a cabo entre 2015 y 2017.

Hay otras especies relacionadas con aguas dulces/salobres que no han vuelto a ser detectadas en la zona, como *Chara canescens*, *Chara aspera*, *Chara vulgaris* subsp. *envulgaris* o *Najas marina* (Nieto-Caldera *et al.*, 1997; Casimiro-Soriguer-Solanas y García-Sánchez (2017). Por otro lado, algunas especies propias de aguas y suelos salinos han aparecido en los últimos años, como *Elymus elongatus* subsp. *elongatus* o amplias praderas de *Sarcocornia perennis* subsp. *alpini* (Casimiro-Soriguer-Solanas y García-Sánchez, 2017). Este cambio en las especies puede deberse a la salinización de los humedales y de su entorno.

Tabla 5.14. Síntesis de las especies vegetales inventariadas en el área de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce antes y después del encauzamiento

Especies	Díez-Garretas (1977), Asensi & Nieto (1981)	Casimiro-Soriguer Solanas & García-Sánchez (2017)
<i>Scirpus maritimus</i> var. <i>compactus</i>	✓	✓
<i>Typha angustifolia</i>	✓	✓
<i>Lythrum junceum</i>	✓	-
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	✓	-
<i>Samolus valerandi</i>	✓	-
<i>Lycopus europaeus</i>	✓	-
<i>Polypogon maritimus</i>	✓	-
<i>Scirpus pungens</i>	✓	-
<i>Phragmites communis</i> subsp. <i>isiacus</i>	✓	-
<i>Paspalum vaginatum</i>	✓	-
<i>Centaureum spicatum</i>	✓	-
<i>Juncus maritimus</i>	✓	✓
<i>Juncus acutus</i>	✓	✓

5.4.4. Síntesis del impacto del encauzamiento sobre el medio ambiente

El río Guadalhorce siempre es ganador con respecto al acuífero cuaternario en el tramo de desembocadura, aunque las lagunas presentan un comportamiento muy variable en función de la altura de lámina de agua en cada humedal y de la cota piezométrica en el acuífero. De este modo, las lagunas pueden actuar como

elementos de recarga o de descarga con respecto al acuífero (Fig. 5.68) en función de las condiciones hidrodinámicas. No obstante, esta variabilidad no tenía lugar antes de la construcción del encauzamiento, ya que el flujo del acuífero se dirigía hacia el río Guadalhorce (actual brazo sur) en su desembocadura, a través de las lagunas, lo que ocasionaba la baja mineralización de las mismas con respecto a la situación actual.

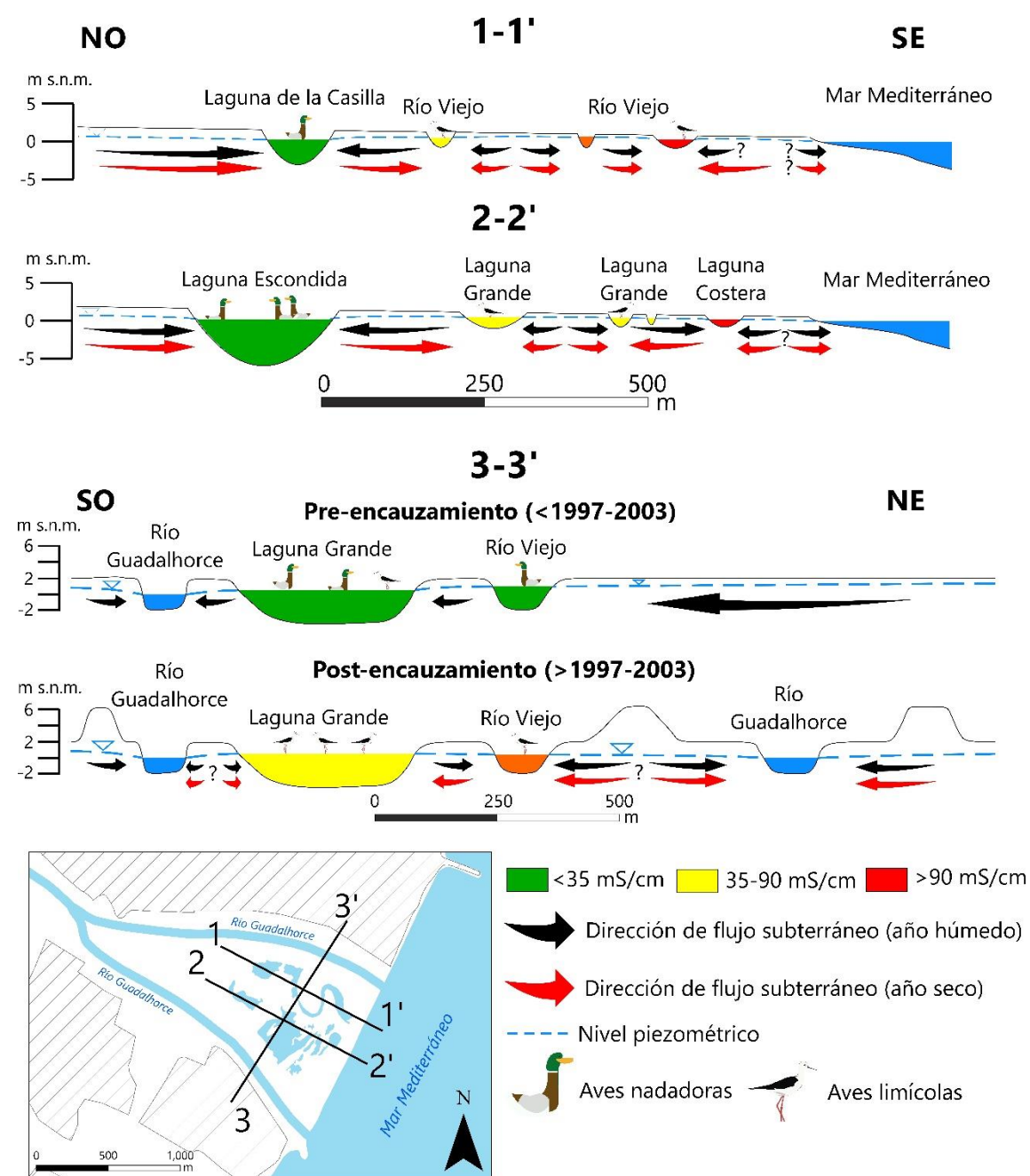


Figura 5.68. Esquemas hidrogeológicos conceptuales del funcionamiento de los humedales de la desembocadura del Guadalhorce antes y después de las obras de encauzamiento. Los cortes 1-1' y 2-2' corresponden a la situación post-encauzamiento. El número de aves representadas es relativa a la cantidad de población censada

Los cambios hidrológicos asociados al encauzamiento han ocasionado una salinización de todo el sistema lagunar, dada la mayor interacción con el mar Mediterráneo por el carácter estuárico de los nuevos brazos del río.

De acuerdo con el planteamiento general de Mitsch y Gosselink (2015), el encauzamiento del río Guadalhorce ha supuesto un cambio en el ecosistema, que ha provocado el desplazamiento de aves hacia otras lagunas, de mayor preferencia por su calado y salinidad de sus aguas, así como un cambio en las comunidades vegetales presentes (Fig. 5.69). Se han detectado grandes superficies de especies vegetales asociadas a suelos y aguas salinas, con el correspondiente descenso de especies ligadas a aguas dulces o salobres.

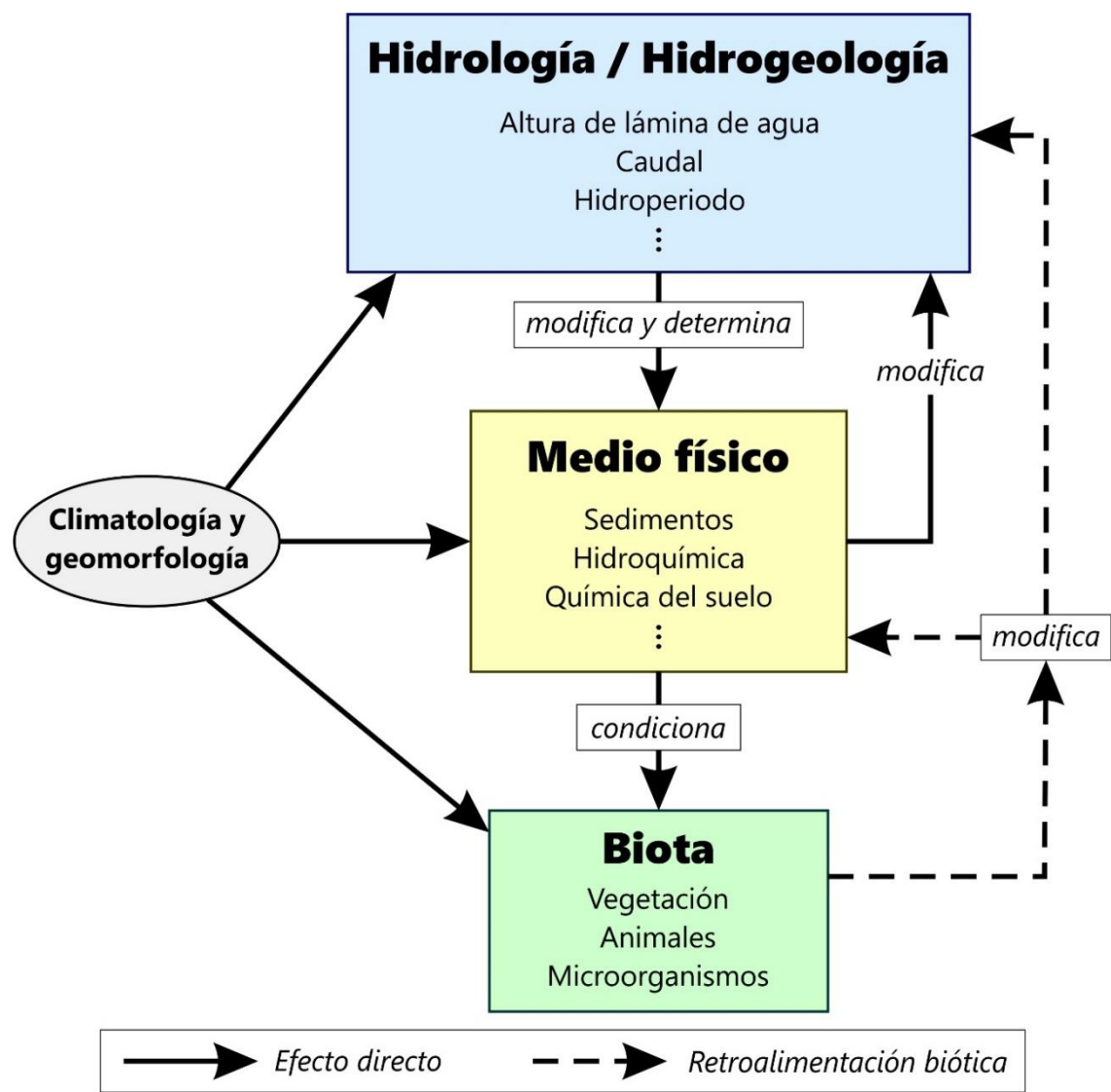


Figura 5.69. Diagrama conceptual que ilustra los efectos de la hidrología en las funciones de un humedal y de las repercusiones que la biota tiene en la hidrología del humedal (tomado y modificado de Mitsch y Gosselink, 2015)



5.4. Impacto del encauzamiento del río Guadalhorce sobre las aguas subterráneas y...

Las características específicas del encauzamiento del río Guadalhorce han generado el aislamiento del Paraje Natural y el aumento de la vida animal, tal y como se ha registrado en los censos de avifauna.

Los resultados de esta investigación ponen de manifiesto que la ausencia de informes hidrogeológicos en trabajos de encauzamiento de ríos puede hacer que se pasen por alto impactos, no solo en el medio ambiente, sino también sobre el ser humano (materia prima y alimentos, turismo, etc.).



CAPÍTULO 6

PROYECTO DE RESTAURACIÓN DE HUMEDALES MEDIANTE EL USO DE AGUA RESIDUAL DEPURADA PROCEDENTE DE LA EDAR GUADALHORCE

Introducción y objetivos

Descripción del proyecto

Trabajos preparatorios

- Construcción de la conducción desde la EDAR
- Instalación de varios equipos en la EDAR Guadalhorce
- Perforación de sondeos
- Desbroce de lagunas
- Equipamiento de la red de control

Resultados

- Campaña de caracterización previa
- Aportes de agua a la laguna experimental
- Comportamiento temporal y espacial de los parámetros físico-químicos y microbiológicos
- Monitorización faunística y vegetal

Servicios ecosistémicos y capital natural

6.1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Durante las últimas décadas, un problema fundamental del ciclo del agua ha sido el deterioro de la calidad de aguas continentales y costeras, debido a la descarga directa de aguas residuales sin tratamiento (Fig. 6.1).

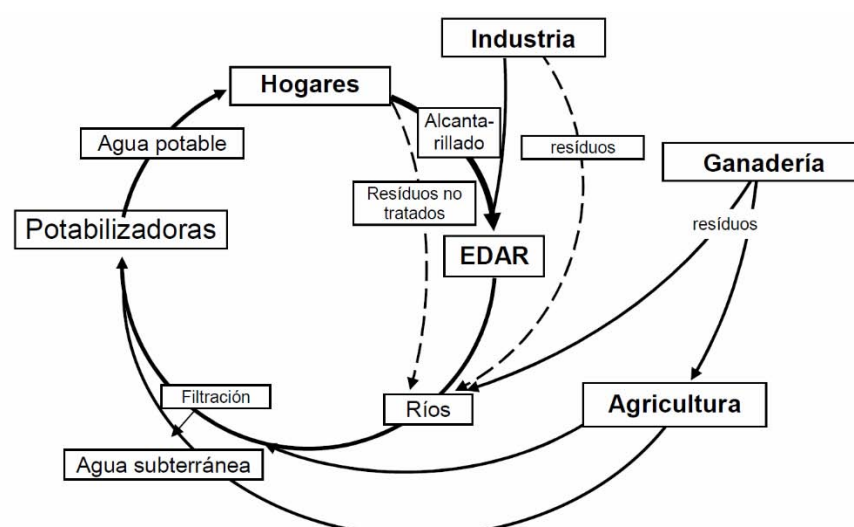


Figura 6.1. Ciclo del agua (Barceló y López de Alda, 2008)

A pesar de que existen ciudades que depuran sus aguas residuales, los tratamientos convencionales no eliminan ciertos tipos de sustancias contaminantes que son muy persistentes y se descargan al medio ambiente sin poder reducirlas. Así, se han diseñado diversos métodos alternativos para tratar las aguas residuales: filtros verdes, humedales artificiales o lagunas de inundación, entre otros. Estas opciones permiten reducir la cantidad de contaminantes procedentes de las aguas fecales, como materia orgánica, bacterias y virus (Karim *et al.*, 2004), nutrientes (Braskerud, 2002) o compuestos como disruptores endocrinos, pesticidas y productos de cuidado personal o farmacéuticos (Matamoros *et al.*, 2006). Johnston *et al.* (1990) demostraron que los humedales mitigan los efectos de fuentes de contaminación puntuales y difusas, al tiempo que se convierten en focos de biodiversidad.

Con el planteamiento anterior se llevó a cabo el proyecto “Restauración hidrológica de humedales en el Paraje Natural de la desembocadura del Río Guadalhorce (Málaga) con aguas residuales depuradas (con tratamiento secundario) de la Depuradora Municipal de Málaga”, financiado por la Fundación Coca-Cola (Atlanta, EE. UU.). Los objetivos principales de este proyecto son la

restauración hidrológica y ambiental de la desembocadura del río Guadalhorce para conservar e incrementar su biodiversidad (flora y fauna) y generar zonas de recreo y disfrute ambiental. Los objetivos detallados son los siguientes:

- Investigar la viabilidad de reutilizar aguas depuradas para la restauración hidrológica y ambiental de humedales en la desembocadura del río Guadalhorce, pero también investigar cómo los humedales pueden contribuir a la depuración adicional de las aguas, tras un tratamiento secundario. Adicionalmente, esta reutilización puede contribuir a crear una barrera hidráulica para prevenir la intrusión marina.
- La devolución al delta y a los humedales de una parte del agua que históricamente era aportada de forma natural y que en la actualidad es retirada aguas arriba (embalses y pozos de bombeo) para el abastecimiento de la ciudad de Málaga, para uso agrícola en el valle del Guadalhorce y para uso industrial (incluyendo el volumen de agua utilizado por la planta de Coca-Cola en Málaga).
- Contribuir al mantenimiento hidrológico de humedales someros con agua dulce en la desembocadura del Guadalhorce, donde la mayor parte de estos ecosistemas presentan profundidades inferiores a 1 metro y aguas de salinidades elevadas.

La población de Málaga es del orden de 600.000 habitantes, aunque crece hasta aproximadamente un millón en verano, debido al turismo. Este hecho ocasiona que la demanda de agua aumente en dicha época y, consecuentemente, la cantidad de aguas residuales, por lo que la estación depuradora de aguas residuales (EDAR) del Guadalhorce también incrementa su actividad de forma considerable. Esta EDAR es la más importante de Málaga y trata un caudal aproximado de 165.000 m³/día de aguas residuales (EMASA, 2019). El sistema de depuración consiste en un pre-tratamiento, para retirar los sólidos mayores, al que sigue una decantación primaria en la que se elimina gran cantidad de sólidos finos (arenas, limos, etc.). Posteriormente se aplica una decantación secundaria con procesos biológicos mediante fangos activados. Esta planta también posee un sistema de tratamiento terciario y ultrafiltración para conseguir aguas regeneradas.

6.2. DESCRIPCIÓN DEL PROYECTO

La principal tarea de este proyecto consistió en inundar algunas cubetas existentes en el terreno (Fig. 6.2) con agua procedente del tratamiento secundario.



Figura 6.2. Humedales a restaurar y descripción de las conducciones, así como ubicación de la EDAR Guadalhorce

El agua depurada procedente de la EDAR (A en la figura 6.2) fluye a lo largo de la conducción de agua depurada (línea negra-roja), que ha sido construida en el marco de este proyecto, hacia el partidor ubicado en el punto “B”. Aquí, la tubería se une a las existentes (línea roja), que transportan el agua depurada a las cubetas de los humedales a restaurar (en color amarillo en la Fig. 6.2). En el proyecto se comenzó a verter agua en la laguna de la Torrecilla considerada como “experimental”, con la idea de extrapolar la experiencia a las otras. La figura 6.3 ilustra, de forma conceptual, el funcionamiento hidrológico de este humedal experimental. Las entradas de agua al humedal estaban constituidas por el agua procedente de la EDAR y el agua caída por precipitación. Las salidas, por su parte, venían determinadas por la evaporación directa y la transpiración de las plantas



(evapotranspiración en su conjunto), principalmente, así como por la infiltración hacia el acuífero y hacia el río, en menor medida.

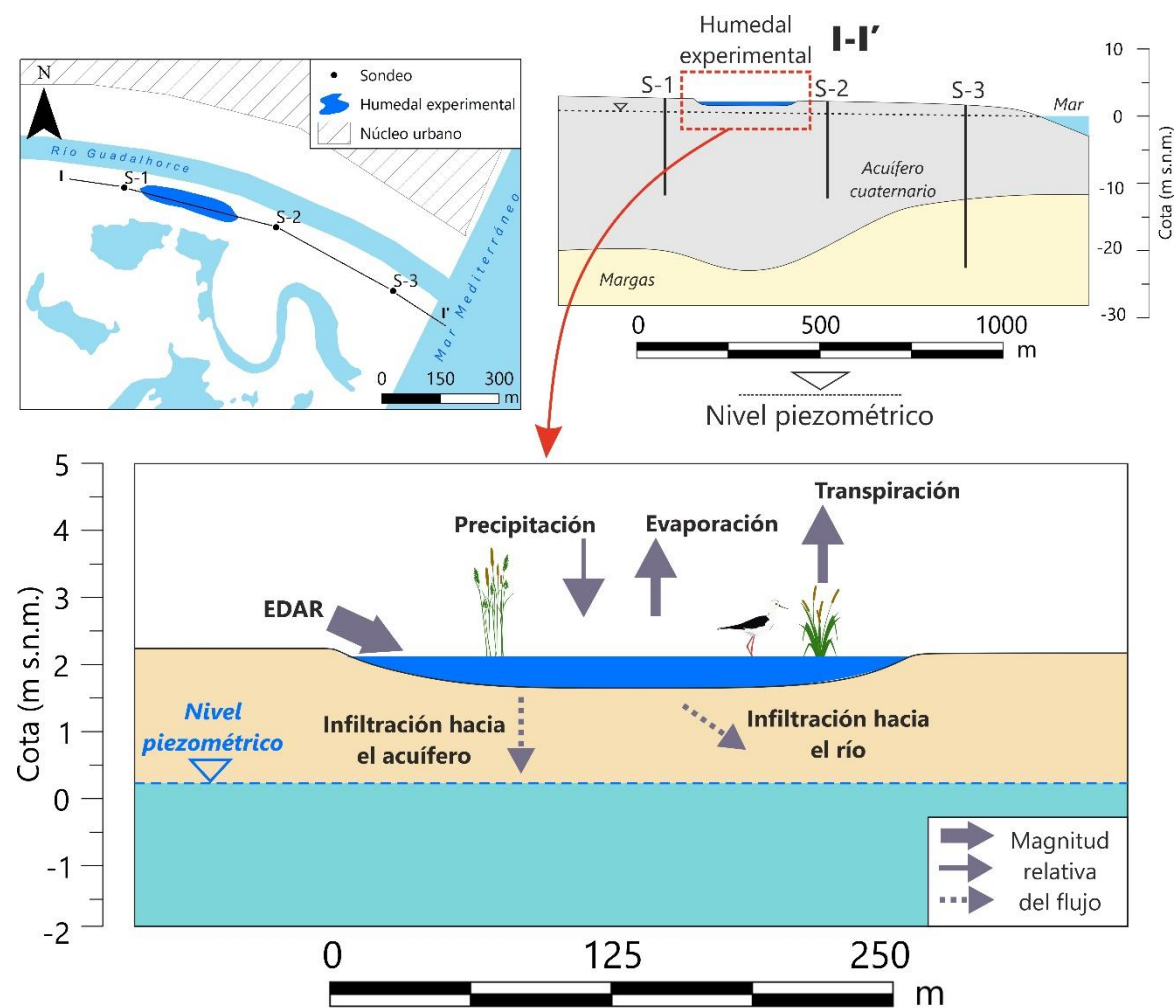


Figura 6.3. Modelo conceptual del funcionamiento de los humedales experimentales

6.2.1. Fases del proyecto

El desarrollo del proyecto siguió el diagrama de flujo representado en la figura 6.4, en la que se exponen las tareas administrativas y técnicas que tuvieron lugar.

Se solicitaron las solicitudes de autorización correspondientes a la naturaleza y ubicación del proyecto (investigación en un espacio natural protegido, vertidos de aguas regeneradas...), la mayor parte de las cuales fueron otorgadas. No obstante, la autorización para vertidos de aguas regeneradas -fundamental para el desarrollo del proyecto- se vio condicionada por los requerimientos que exigía la Consejería de Salud de la Junta de Andalucía, ya que sólo permitiría los aportes si se reducía la concentración de la bacteria *Escherichia coli* de 10^6 a 10^4 UFC/100

6.2. Descripción del proyecto

ml, y la de fósforo total de 3,2 a 2 mg/l. Finalmente se obtuvo una autorización condicionada, sin el requerimiento relativo al fósforo total, en abril de 2017. Fue necesaria la instalación de un equipo de desinfección ultravioleta -UV- para conseguir la concentración de *E. coli* exigida.

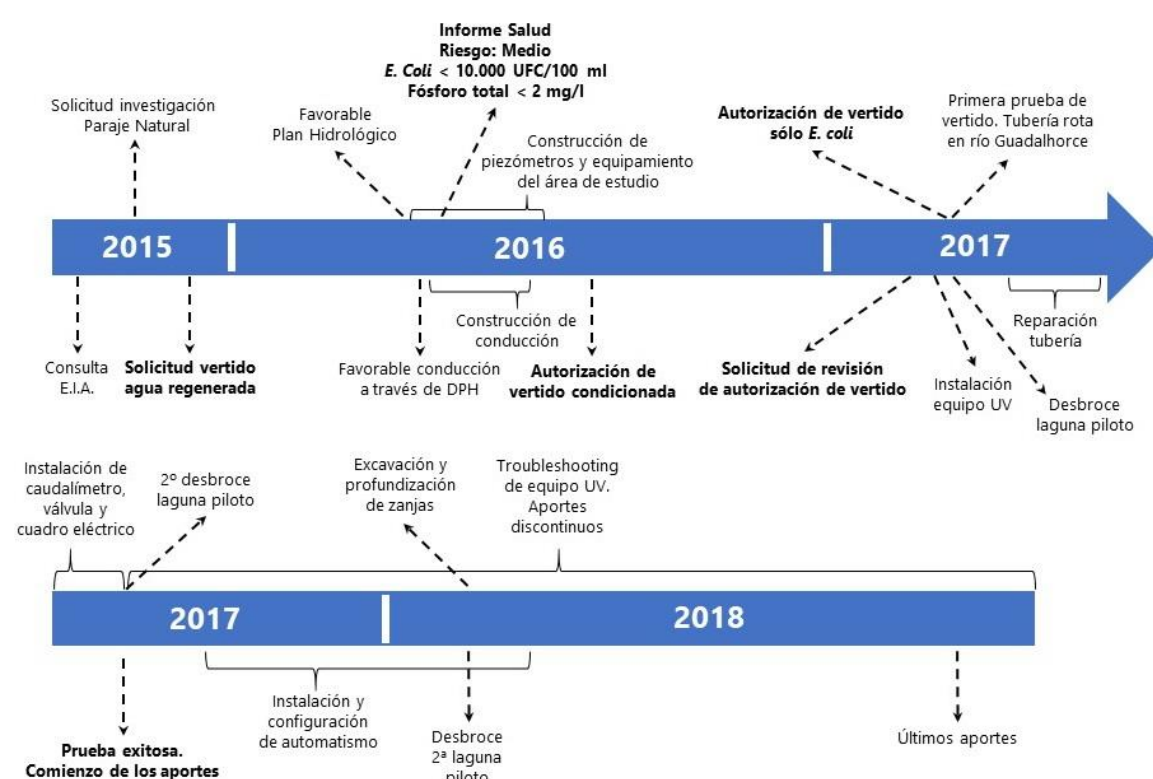


Figura 6.4. Diagrama de flujo de las actuaciones llevadas a cabo en el proyecto de restauración de humedales

– Primera fase (2016)

Durante esta fase se equipó el área piloto con una conducción de aproximadamente 1.000 m de longitud entre la EDAR Guadalhorce y la zona de la desembocadura, hasta su unión con el partidor allí existente (B en figura 6.2). Además, se llevó a cabo la construcción de 11 piezómetros, de diferente profundidad, con el fin de conocer la litología y las características hidráulicas de la zona costera del acuífero. Estos sondeos se establecieron como puntos de una red control del nivel piezométrico y de la calidad de las aguas subterráneas (composición química y microbiológica). Se realizó una campaña de caracterización preliminar de la composición química de las aguas superficiales y subterráneas, así como de la concentración de una selección de metales pesados, pesticidas y compuestos emergentes.

Adicionalmente, se efectuaron mediciones periódicas de los niveles piezométricos en el inventario de puntos de agua recopilado en esta tesis doctoral.

– Segunda fase (2017)

En la primavera de 2017 se intentó comenzar el aporte de agua residual depurada, aunque no pudo llevarse a cabo debido a la rotura de parte de la conducción que cruza el río Guadalhorce, que fue reparada y mejorada en junio de 2017. Tras esto, se realizó una primera experiencia de reutilización satisfactoria en julio de 2017 en el humedal experimental (Fig. 6.2). El caudal aportado a través de la conducción superó en raras ocasiones los 300 m³/día, aunque las previsiones iniciales eran de 600 m³/día. Esta disminución del caudal se debe a la pérdida de carga que ejerce el equipo de desinfección ultravioleta instalado por exigencia de la Junta de Andalucía. A la monitorización de las aguas subterráneas se sumó la del agua superficial de la propia laguna, cuyo volumen iba aumentando día a día. Dada la preocupación de las autoridades sanitarias, se llevaron a cabo varias campañas puntuales de muestreo químico y microbiológico en algunos puntos, con el objetivo de determinar si la experiencia de reutilización ocasionaba alguna afección en las aguas del entorno.

– Tercera fase (2018)

En este año se continuó con el control hidrológico y con el muestreo de aguas, tanto superficiales como subterráneas, y se llevaron a cabo otras actuaciones de carácter logístico, que serán detalladas más adelante. No obstante, los aportes de agua residual depurada eran discontinuos debido a que el equipo de desinfección ultravioleta, sumado al automatismo al que se encontraba conectado, presentaron multitud de incidencias y, además, el suministro de agua al humedal sufría cortes durante las noches. También hubo periodos de varias semanas consecutivas en los que no pudieron funcionar los equipos y, por tanto, no se pudo aportar agua residual al humedal experimental. Finalmente, el proyecto cesó su actividad, motivado por incidencias debidas a la integración de estos equipos con el sistema de telecontrol de la EDAR.



6.3. TRABAJOS PREPARATORIOS

6.3.1. Construcción de la conducción desde la EDAR

La construcción de la tubería que transporta el agua depurada desde la EDAR del Guadalhorce hacia la zona de la desembocadura (Fig. 6.2) tuvo lugar entre los meses de abril y junio de 2016. Consiste en una tubería de PVC de color naranja de 200 mm de diámetro y 1.018 metros de longitud, a lo largo de la cual fluye el agua por gravedad, sin necesidad de impulsión, para minimizar los costes.

Los trabajos fueron los siguientes:

1. Retirada de la vegetación
2. Excavación de zanja
3. Instalación de la tubería
4. Relleno con material
5. Conexión del canal de aguas depuradas de la EDAR (Fig. 6.5) con las tuberías existentes en la zona de la desembocadura

La conducción comienza a la salida del efluente secundario de la EDAR Guadalhorce (Figs. 6.2 y 6.5), tras lo cual continúa de forma paralela a la orilla izquierda del río Guadalhorce hasta el punto en el que cruza el río.



Figura 6.5. Punto seleccionado para la conexión de la conducción en la EDAR Guadalhorce (fotos anteriores a las obras)



La tubería cruza el río un metro por debajo de su lecho, aproximadamente, y está cubierta de hormigón para prevenir su arrastre en caso de inundaciones (Fig. 6.6).

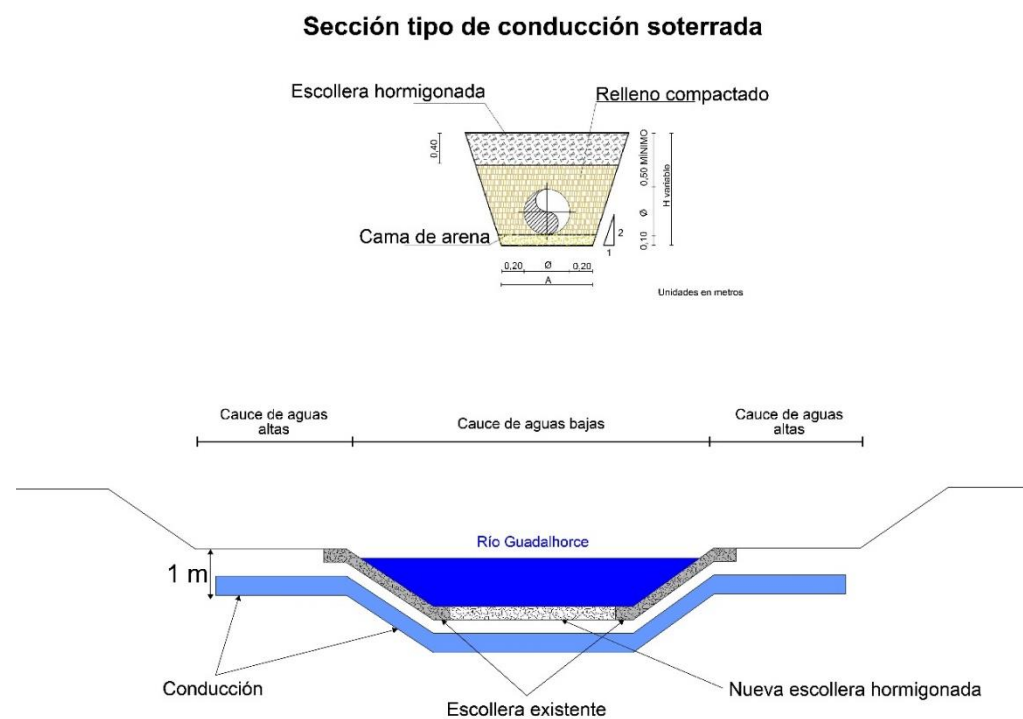


Figura 6.6. Croquis de la tubería por debajo del cauce del río Guadalhorce

Tras cruzar el río Guadalhorce, la conducción se conecta con las ya existentes, en el partidor que hay dentro de una construcción cementada (B en Fig. 6.2 y Fig. 6.7).



Figura 6.7. Conexión de las tuberías en el partidor



6.3. Trabajos preparatorios

La figura 6.8 muestra algunas fotografías de los trabajos de campo, tales como la retirada de la vegetación (Fig. 6.8A), el puente de tierra que fue necesario para construir la tubería a través del río Guadalhorce (Fig. 6.8B), el vertido de cemento en la zanja del puente del río (Fig. 6.8C), así como la introducción y enterramiento de la tubería (Fig. 6.8D).



Figura 6.8. Algunos de los trabajos de construcción de la conducción

6.3.2. Instalación de varios equipos en la EDAR Guadalhorce

Debido a los estrictos requisitos establecidos en la autorización de reutilización de aguas depuradas, se instaló un sistema de desinfección ultravioleta (Fig. 6.9) en marzo de 2017, con el fin de reducir la concentración de la bacteria *Escherichia coli*.

Además, se instaló un caudalímetro para controlar el caudal circulante, así como un automatismo, que quedó conectado a la centralita de la EDAR del Guadalhorce, para que la Empresa Municipal de Aguas de Málaga (EMASA) pudiera controlar los vertidos y pararlos, en caso de fallo en planta.

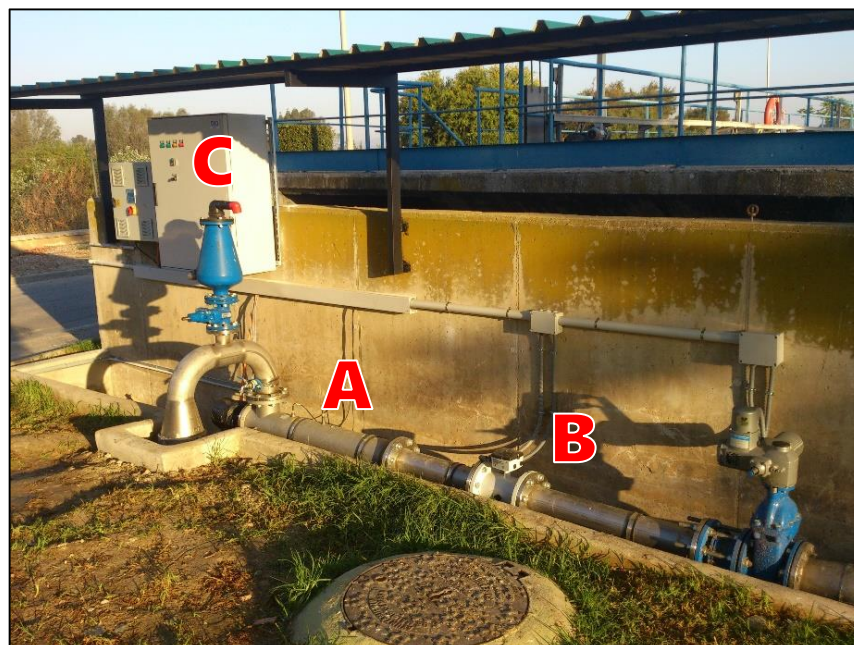


Figura 6.9. Equipo de desinfección ultravioleta (A), caudalímetro (B) y automatismo (C). Véase también la figura 6.5, previa a la instalación del equipo

6.3.3. Perforación de piezómetros

En los primeros meses del proyecto se perforaron un total de 11 piezómetros, de diferente profundidad (14-72 metros), cuya localización y nomenclatura se observa en la figura 6.10. El objetivo de los mismos era la monitorización de las aguas subterráneas en el entorno de las lagunas a restaurar, ya que así se podría evaluar el eventual efecto de la reutilización de aguas residuales depuradas sobre la recarga a los acuíferos.



Figura 6.10. Sondeos perforados en el marco del proyecto de restauración de humedales

En las figuras 6.11, 6.12 y 6.13 se muestran las columnas litológicas que fueron resultado de la testificación *in situ* de estos sondeos.

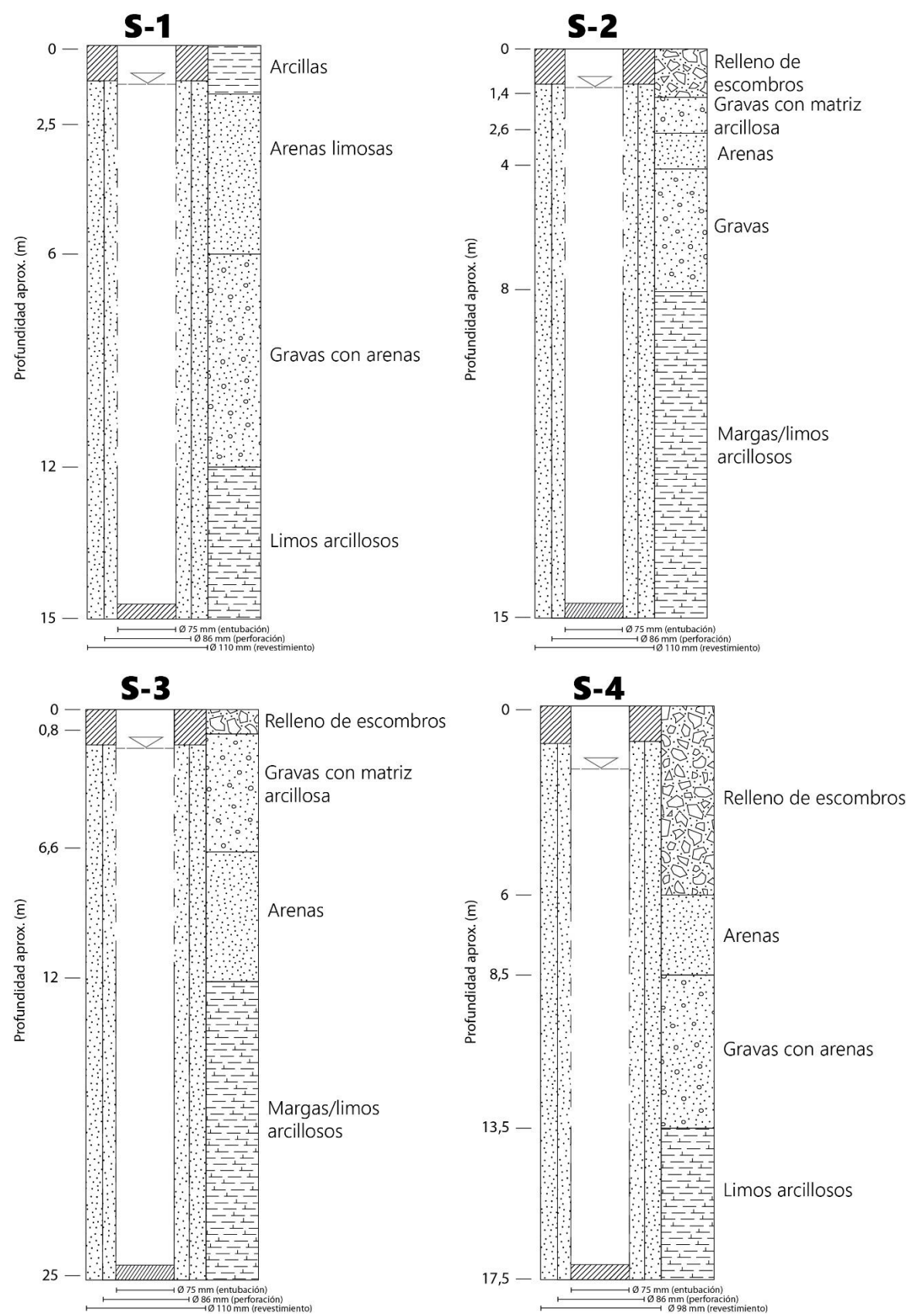


Figura 6.11. Columnas litológicas de los sondeos S-1, S-2, S-3 y S-4

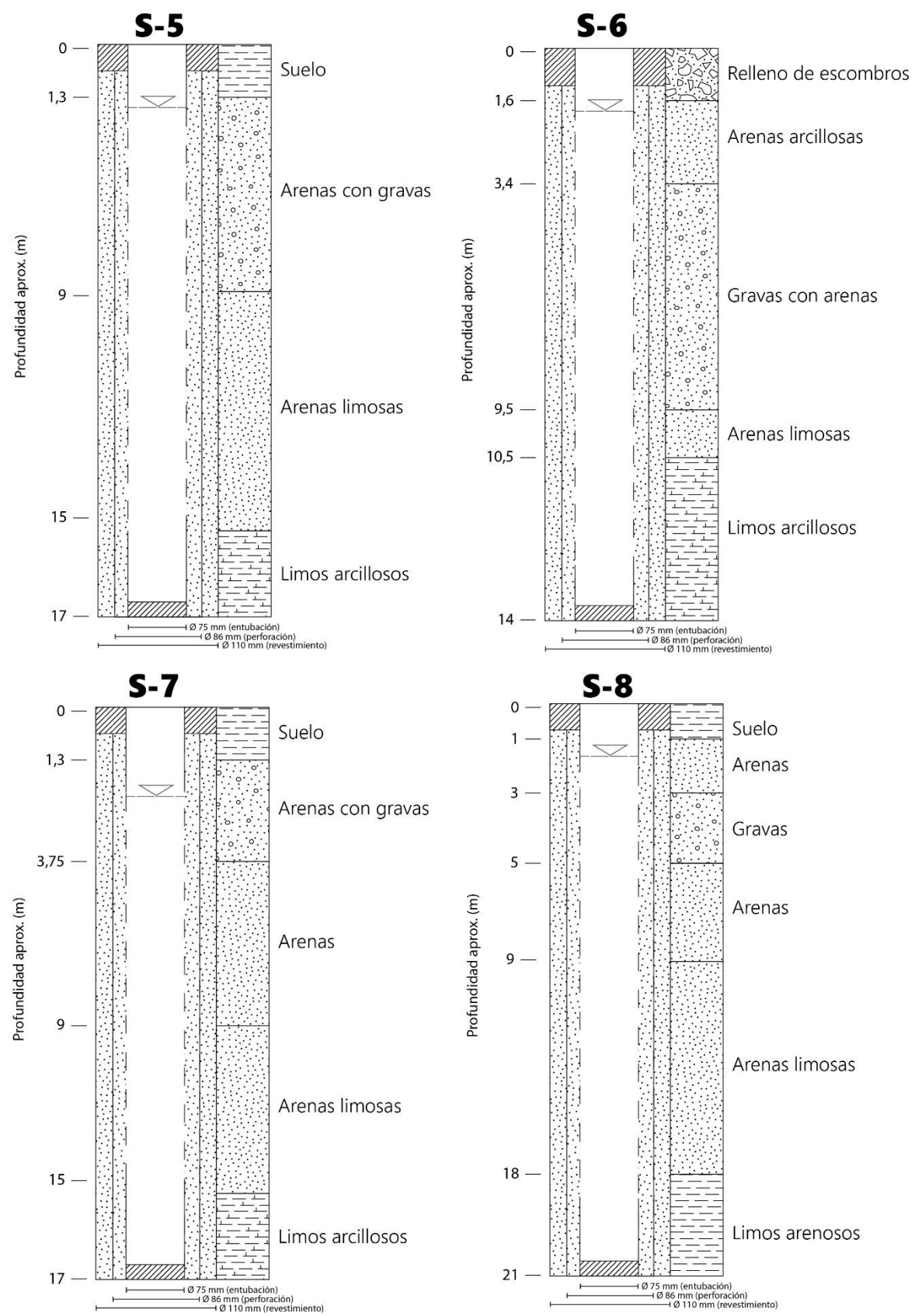


Figura 6.12. Columnas litológicas de los sondeos S-5, S-6, S-7 y S-8

6.3. Trabajos preparatorios

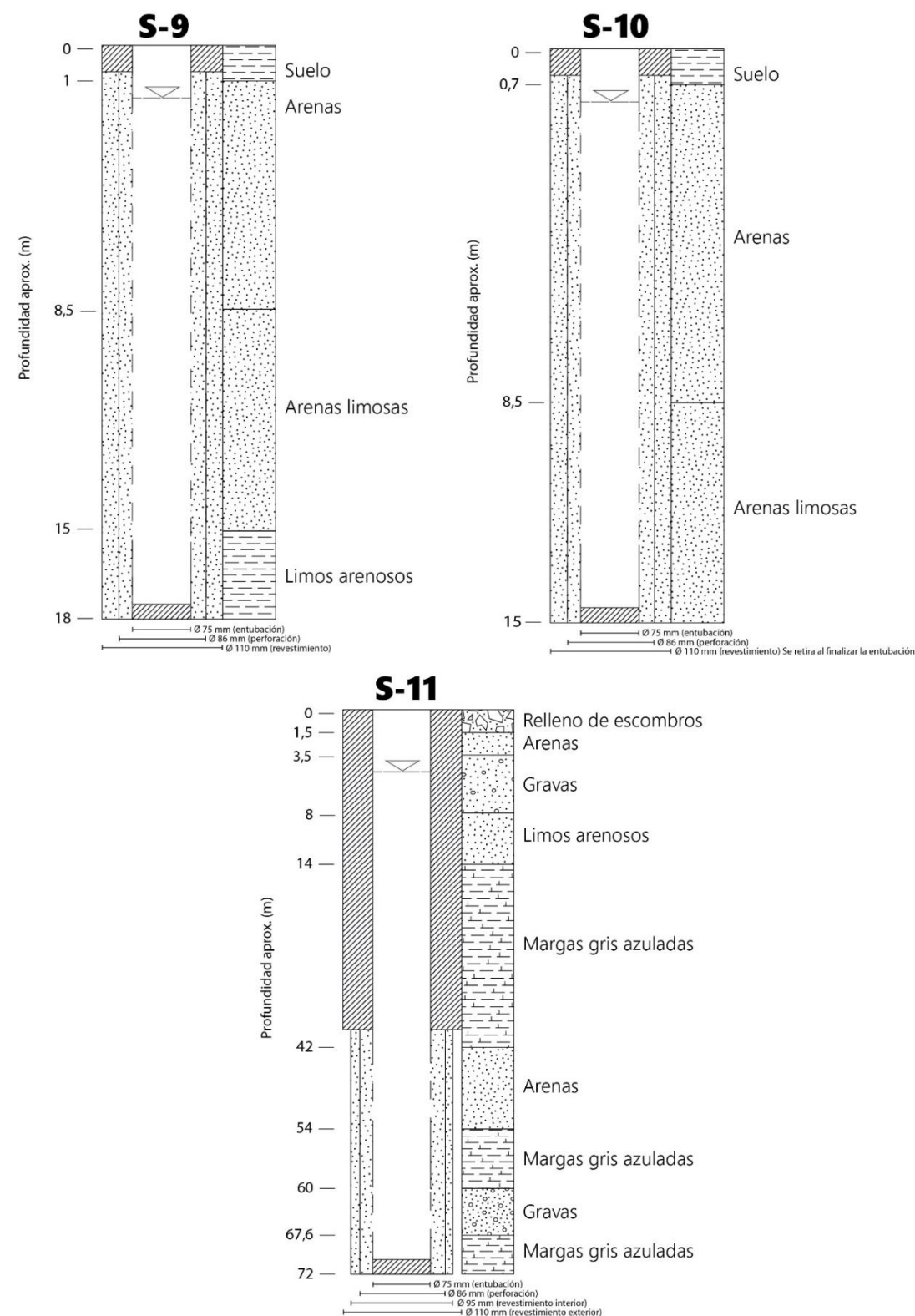


Figura 6.13. Columnas litológicas de los sondeos S-9, S-10 y S-11

La información litológica extraída de estas columnas ha sido tomada en cuenta en la ampliación del conocimiento sobre la geometría de los acuíferos del Bajo Guadalhorce, que se encuentra sintetizada en las figuras 3.4, 3.5, 3.6, 3.7, 3.9 y 4.3.



6.3.4. Desbroce de lagunas

En el marco del proyecto se realizaron varios desbroces (Fig. 6.14) para prevenir la eutrofización de la laguna experimental en la que se realizaron aportes de agua regenerada.



Figura 6.14. Cubeta de la laguna experimental antes (izquierda) y después (derecha) de los trabajos de desbroce

6.3.5. Equipamiento de la red de control

Durante la primera fase (2016) se instalaron gran parte de los *data loggers* de los que se ha extraído la información reflejada anteriormente en la presente tesis doctoral, así como algunos ubicados en el humedal experimental. Además, se pusieron escalas limnimétricas con el fin de controlar las variaciones de altura de lámina de agua en algunas lagunas y en los dos brazos del río Guadalhorce (Fig. 6.15).

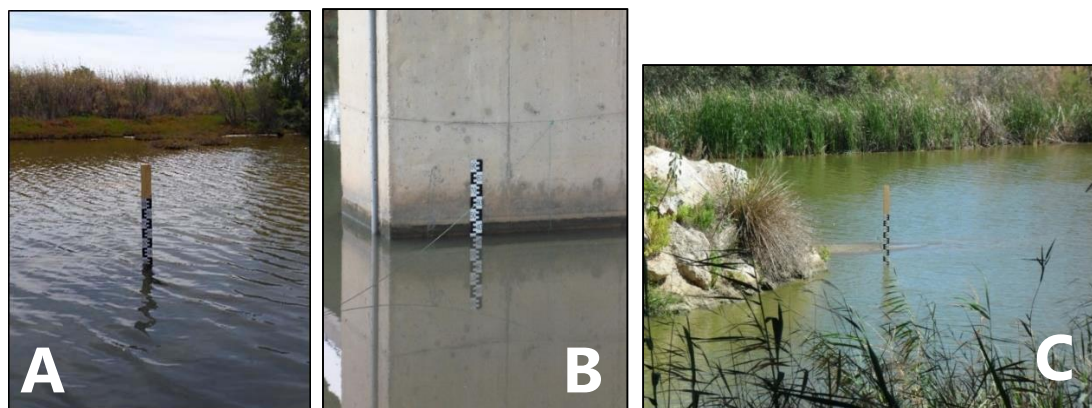


Figura 6.15. Escalas limnimétricas instaladas en la Charca Sur (A), en el brazo derecho (B) y en el brazo izquierdo (C) del río Guadalhorce

6.4. RESULTADOS

6.4.1. Campaña de caracterización previa

En junio de 2016 se llevó a cabo una campaña de caracterización preliminar en los diversos sistemas hidrológicos que interactúan en el Bajo Guadalhorce - acuíferos, ríos, mar Mediterráneo y humedales de la desembocadura- (Tabla 6.1 y Fig. 6.16), para conocer la composición del agua y la posible presencia de contaminantes antes del inicio del proyecto. En la figura 6.16, además, se representan las proporciones de los compuestos emergentes más representativos y abundantes que han sido detectados en las muestras de agua.

Se han analizado en las aguas algunos elementos como Sr, Cd, Ba, Pb, B, Al, Mn, Fe y Ni (Tabla 6.1), para conocer la posible presencia y concentración de dichos metales. Los resultados muestran que todos ellos están presentes, como minoritarios, en cada tipo de agua, pero se han detectado altas concentraciones de algunos metales que pueden resultar nocivos para la salud. Por ejemplo, las muestras de los sondeos S-1 y S-11 presentan concentraciones de plomo (Pb) superiores a 20 µg/l, que es el límite legal para aguas de abastecimiento según el Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano. Otros metales como B, Al, Fe o Ni se encuentran por encima del límite permitido. La presencia de Sr, Mn y B en estas aguas se explica por la influencia del mar Mediterráneo en el sector costero del acuífero cuaternario y en los humedales; de hecho, las muestras tomadas más lejos del mar presentan menor concentración. La alta concentración de muchos de los componentes analizados en el sector costero del acuífero se debe, por lo general, a la acumulación de contaminantes procedentes de aguas arriba del río Guadalhorce y de los acuíferos, donde el agua del mismo río (en algunos tramos), junto con la de lluvia y la del retorno de riegos se infiltra y se incorporan al flujo subterráneo.

Varios pesticidas como simazina y terbutrina han sido detectados a lo largo del acuífero cuaternario, debido a su infiltración tras ser usados para eliminar plagas y malas hierbas en las fincas agrícolas del valle del Guadalhorce. Estos resultados están en consonancia con los obtenidos por Urresti *et al.* (2012).

Tabla 6.1. Resultados de la campaña inicial llevada a cabo el 29/06/2016 en los sistemas hidrológicos del Bajo Guadalhorce. En negrita se resaltan aquellas concentraciones de metales superiores a las permitidas para consumo humano. Véase localización de los puntos en Fig. 6.16

	Unidad	LAGUNAS								AC. ALIUAL											AC. PIOCENO			AC. ALIUAL			RIO GUADALHORCE			MAR	EDAR
		L-1	L-2	L-3	L-4	L-5	L-6	L-7	L-8	S-1	S-2	S-3	S-8	S-9	S-11	P-34	P-51	P-58	P-63	R-1	R-2	RGDH									
VARIABLES	CE	16,11	94,6	37,4	129	92	142,1	133,5	119,9	198	25,4	44,1	15,6	248	34,6	9,8	0,84	1,97	1,41	-	-	2,01	49,1	1,86							
	Tª	26,4	29,7	31,2	29,4	28,7	34,7	29,2	29,3	21,5	21,3	22,8	21	20,9	21,3	20,2	20,2	19,7	19,7	-	-	25,6	23,7	-							
	pH	8,31	8,15	8,04	8,23	8,1	7,79	7,78	8,3	7,37	7,2	7,3	7,25	7,4	7,99	9,5	8,5	7,56	7,09	-	-	7,71	8,15	7,7							
	O2	6,24	5,63	9,38	7,69	8,09	13,58	6,13	8,08	0,79	0,9	1,10	1,40	0,36	0,51	1,25	0,90	5,27	3,64	-	-	3,27	6,53	-							
	TSS	10	260	80	420	200	490	440	390	60	60	100	30	80	90	10	10	10	10	-	-	10	120	17							
ANIONES	Turbidez	1,9	29,6	0,8	19,4	3,6	7,7	3,4	12,8	99,7	18,3	3,6	2,08	37,4	73,8	3,2	1,5	0,1	0,3	-	-	1,73	1,81	8							
	HCO3-	246,4	285,8	270,2	226,7	220,7	183,4	228,6	188,8	425,5	420,3	309,6	5403,2	5403,8	282,9	136,5	141,8	373,8	377,9	-	-	396,4	156,3	-							
	Cl	5840,2	49015,1	16145,1	76389,9	47733,7	89532,2	78559,2	65177,2	7628,7	10244,0	19006,1	5656,3	10201,6	15003,8	288,0	194,6	399,5	177,6	-	-	434,6	21355,3	-							
	NO2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,1	-	-							
	Br	17,2	149,9	51,6	239,7	152,0	288,0	254,8	204,5	23,6	34,1	62,8	17,6	33,1	48,6	1,9	0,3	0,5	0,5	-	-	0,5	70,5	-							
CATIONES	NO3	83,5	28,1	28,1	246,1	364,9	114,4	78,9	98,7	26,3	22,7	15,0	13,6	81,5	17,6	3,4	0,2	18,7	64,0	-	-	2,0	36,2	0,9							
	SO4	1947,0	7131,1	3253,9	10826,3	6138,8	10563,3	10165,4	8645,5	1189,8	1631,9	2453,8	1204,7	1101,5	1740,8	28,9	68,8	274,8	243,7	-	-	238,0	2656,7	-							
	Na	3278,2	24003,5	8139,9	39099,1	25135,7	46261,6	42100,8	37034,2	4348,0	5496,0	10294,8	2927,6	5116,7	7504,1	206,7	120,8	226,6	108,8	-	-	250,5	11626,0	-							
	K	115,3	609,5	171,3	920,9	659,7	1185,8	1237,5	972,8	125,6	166,8	348,2	89,6	167,5	186,1	15,8	5,7	5,9	3,6	-	-	6,4	421,2	-							
	Ca	432,8	1735,0	946,8	2387,4	1625,3	2346,7	1947,0	2385,3	283,6	390,2	560,8	465,1	425,6	516,7	24,5	23,8	127,9	155,6	-	-	129,8	629,0	-							
p	Mg	553,1	3594,5	1406,9	6216,6	3449,7	6994,7	5651,2	5200,6	463,0	712,5	1274,6	441,2	820,6	986,2	9,3	34,2	90,9	59,2	-	-	74,5	1435,3	-							
	Fósforo Total	0,05	0,75	0,08	-	-	0,22	-	-	0,21	0,07	0,04	0,02	0,08	0,17	0,01	0,01	0,02	0,01	-	-	0,72	1,53	3,23							
METALES	Sr	6743,7	27693,4	14234,6	-	-	38808,0	-	-	4076,2	5990,2	9798,4	6263,3	6273,6	9341,1	55,1	354,7	1191,5	760,4	-	-	1055,0	67958	560,0							
	Cd	0,4	0,7	0,3	-	-	-	-	-	0,2	0,2	0,2	0,2	0,5	0,1	0,1	0,0	0,0	-	-	-	0,0	-	-							
	Ba	84,8	215,4	115,6	-	-	140,3	-	-	52,7	63,2	93,1	79,1	105,9	257,8	8,3	31,7	33,5	38,4	-	-	58,7	20,5	40,0							
	Pb	-	-	-	-	-	-	-	-	30,5	7,2	2,4	4,4	1,6	22,6	0,5	0,3	0,2	0,2	-	-	0,6	-	-							
	B	1947,9	6448,3	2474,7	-	-	12786,3	-	-	2625,5	2704,1	3915,2	1351,7	2249,0	2347,7	125,6	70,4	147,4	121,9	-	-	130,9	9891,3	4620,0							
	Al	69,5	6448,3	43,5	-	-	45,0	-	-	2600,6	1307,9	70,3	160,8	115,2	99,4	13,7	37,3	8,6	21,1	-	-	192,4	850,8	490,0							
	Mn	288,9	1700,8	2322,0	-	-	901,8	-	-	2624,2	5159,7	374,3	3363,5	2206,4	961,1	35,0	30,6	0,9	1,9	-	-	213,4	51,3	170,0							
	Fe	78,7	63,8	203,4	-	-	944,5	-	-	10997,9	2936,5	3790,6	890,8	4716,7	9481,9	1723,2	1030,1	18,5	44,1	-	-	480,6	738,0	1850,0							
	Ni	3,4	3,7	4,6	-	-	6,6	-	-	51,8	41,4	94	28,2	6,2	5,2	1,1	0,9	2,2	0,3	-	-	3,4	-	150,0							
	Sinazina	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9	-	-	-	-	-	0,8	1,5	1,9	-	-	-	-	-							
COMPUESTOS EMERGENTES	Diuron	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-							
	Terbutilazina	-	-	-	-	-	-	-	-	6,4	-	-	-	7,2	-	1,5	-	-	15,1	-	-	-	-	-							
	Terbutiazol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-							
	Metronidazol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,2							
	Cafeína	110	59	120	-	-	58	-	-	240	190	147	40	190	120	41	23	50	250	-	-	910	154	180							
	Carbamazepina	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,6	-	23							
	Ácido mefenámico	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,9							
	4-acetamidopirina	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	7,8	-	-	1,2	-	81	-	-	1,2	-	-	310	18	1300							
	Mepivacina	-	-	-	-	-	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,7	-	-	-	-	12							
	Sulfapiridina	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-							
	Sulfametoxazol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,3	-	29							
	B-estradiol	-	-	-	-	-	-	-	-	280	500	500	-	270	-	1200	630	1400	4300	-	-	670	-	908							
	Sulfametazina	-	-	-	-	-	-	-	-	2,1	-	1,5	-	0,9	-	-	-	-	-	-	-	0,8	-	-							
	Diazepam	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9	0,7	4,8							
Ofloxacina	-	4,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,6	-	9,4	-	-	9	2,9	250								
Metotrexato	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,7	-	-	-	0,6	1,1								
Ácido salicílico	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
Ibuprofeno	-	110	-	-	-	-	-	-	220	130	150	110	170	-	-	130	-	-	-	-	570	-	170								
Diclofenaco	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-								
MICROBIO	Hidroclorotiazida	-	-	-	-	-	-	-	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18	-	4200							
	Coliformes fecales	29	40	15	-	-	160	-	-	10	10	1	1	1	7	1	-	-	-	49	1920	950	4	-							
	Coliformes totales	35	50	15	-	-	170	-	-	10	12	2	1	1	1986	57	-	-	-	2420	1940	2420	5	-							
	E. coli	<10	41	<10	-	-	197	-	-	<10	<10	<10	<10	<10	0	0	-	-	-	160	3654	2420	<10	100E+06							
	Nemátodos	Si	No	Si	-	-	-	-	-	-	-	-	-	No	-	-	-	-	-	No	No	-	-	-							

6.4. Resultados

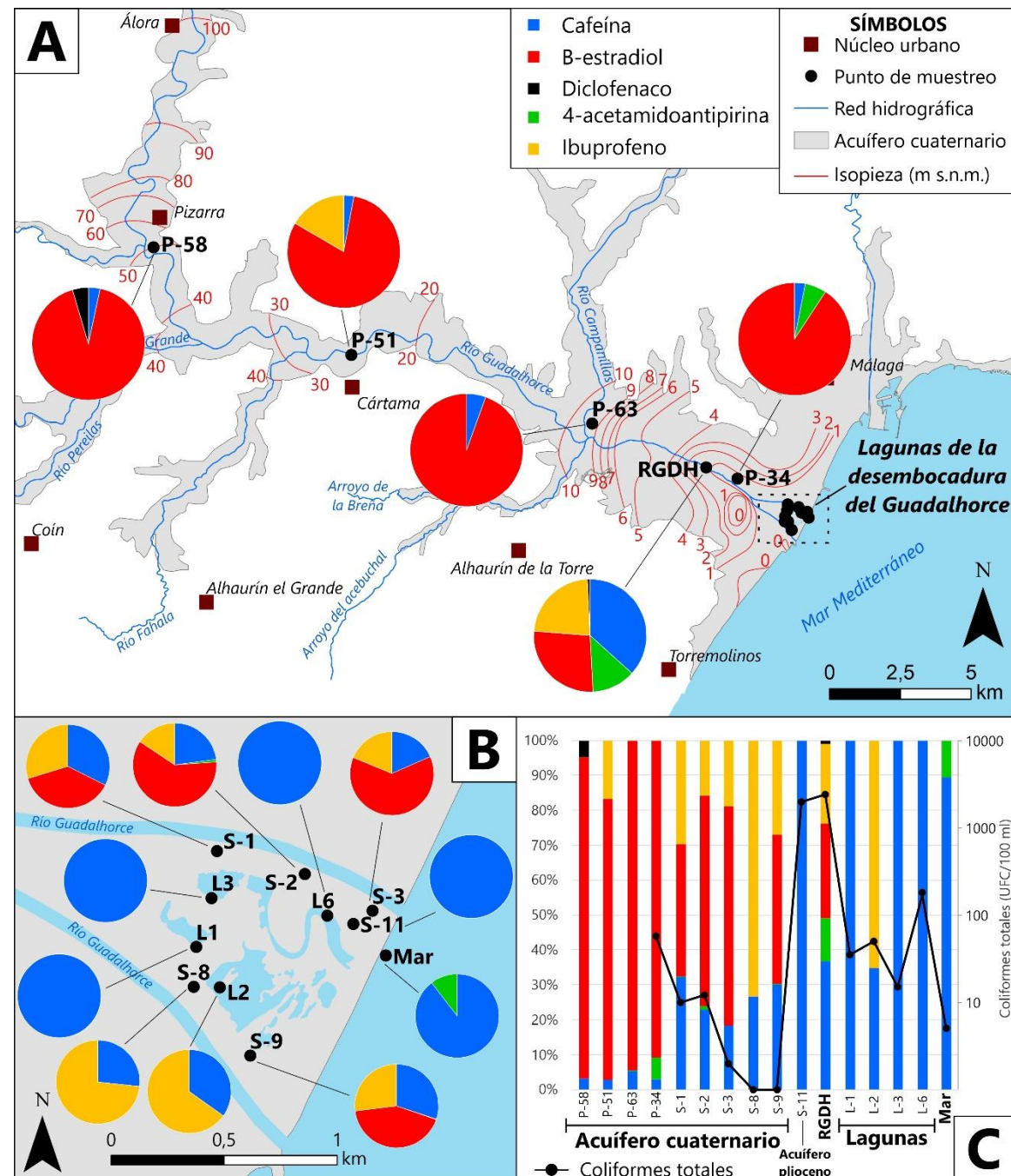


Figura 6.16. (A) Puntos de muestreo de la campaña de caracterización preliminar (junio 2016). Se muestran las proporciones de 5 compuestos emergentes y la concentración de coliformes totales, (B) Detalle de la zona de la desembocadura del río Guadalhorce, (C) diagramas de barras de la proporción de estos 5 compuestos emergentes y de la concentración de E. coli

El análisis de compuestos emergentes (productos farmacéuticos y de cuidado personal) se ha convertido recientemente en una herramienta muy común para estudiar el impacto antrópico en el medio ambiente, debido al gran uso que se hace de ellos (Petrie *et al.*, 2015; Candela *et al.*, 2016; Lamastra *et al.*, 2016). Tal es así,

que se han detectado en cada punto medido algunos de los siguientes compuestos: metronidazol, cafeína, carbamazepina, ácido mefenámico, 4-acetamidoantipirina, mepivacaína, sulfametoxazol, β -estradiol, sulfametazina, diazepam, ofloxacina, metotrexato, ibuprofeno, diclofenaco e hidroclorotiazida. Estudios previos llevados a cabo en el Bajo Guadalhorce (Vadillo *et al.*, 2016, 2018; Llamas *et al.*, 2020) permitieron detectar, tanto en las aguas superficiales como subterráneas, algunos compuestos adicionales tales como cocaína, benzoilecgonina, enalapril, acetaminof o naproxeno, entre otros.

Los compuestos emergentes proceden del vertido de aguas residuales realizado por los núcleos urbanos presentes en el valle del Guadalhorce (Gambero, 2015). Las aguas fecales se vierten a los ríos y finalmente se infiltran en los acuíferos, lo que explica la presencia de dichos productos en las masas de agua del Bajo Guadalhorce, tanto superficiales como subterráneas, algunos incluso en los humedales (hecho que vuelve a corroborar la influencia del acuífero cuaternario sobre estos últimos).

En la figura 6.16 se han representado las proporciones de los 5 compuestos emergentes detectados que mayores concentraciones presentaban en la campaña de muestreo llevada a cabo en junio de 2016 -cafeína, β -estradiol, diclofenaco, 4-acetamidoantipirina e ibuprofeno- en los diversos sistemas hidrológicos presentes en el Bajo Guadalhorce. En la figura 6.16C, además, se pueden observar estas proporciones en diagramas de barra, sobre los que se superpone la concentración de coliformes totales de la muestra (UFC/100 ml).

El compuesto β -estradiol presenta las mayores concentraciones de todos los analizados, y parece que su proporción, en las aguas del acuífero cuaternario, tiende a disminuir hacia la costa (Fig. 6.16A-B), lo que se podría explicar por la degradación que pueda presentar en las aguas subterráneas. lo que se podría explicar por la degradación que pueda presentar en las aguas subterráneas. Se trata de una hormona esteroide femenina, comúnmente utilizada en las pastillas anticonceptivas. Cafeína e ibuprofeno también se han detectado en la mayor parte de los puntos. Además, la proporción de cafeína presenta un aumento hacia el mar Mediterráneo, especialmente en las lagunas, algo que puede indicar una mayor conservación y acumulación de este compuesto en el medio acuático. La cafeína y el ibuprofeno se han detectado también en las lagunas en que se han efectuado

muestreos, lo que vuelve a corroborar la influencia del acuífero cuaternario en los humedales. El resto de los compuestos son antibióticos y antiinflamatorios, así como productos para tratar el cáncer, el reumatismo y otras enfermedades.

Finalmente, la campaña microbiológica que se ha realizado se centró en la zona de la desembocadura, en torno al área de experimentación (Fig. 6.16C). Se analizaron las concentraciones (en UFC/100 ml) de coliformes totales y fecales y de *Escherichia coli*, así como las unidades totales de nemátodos, para comprobar el estado microbiológico previo de los ecosistemas acuáticos. Se han encontrado grandes cantidades de coliformes y *E. coli* en el río Guadalhorce y en el punto de muestreo S-11, correspondiente al acuífero plioceno. La presencia en el río es lógica, debido a los vertidos de aguas residuales de las poblaciones existentes aguas arriba, pero su detección en el acuífero plioceno pone de manifiesto la conexión hidráulica con el acuífero cuaternario (y, por ende, con el río) posiblemente en el sector de San Isidro-Puente del Rey (Fig. 3.5B). También se han detectado colonias de estas bacterias en el acuífero cuaternario y en los humedales.

6.4.2. Aportes de agua a la laguna experimental

Los primeros aportes comenzaron el 25/07/2017, cuando se dispuso de las autorizaciones administrativas y toda la infraestructura necesaria se encontraba lista para funcionar. El caudal medio era de 6-7 l/s, pero se limitaba básicamente al intervalo horario comprendido entre las 8:00 y las 4:00 del día siguiente ~300 m³/día- (Fig. 6.17). No obstante, este caudal es bastante inferior a los 600 m³/día que se habían previsto para el proyecto, dado que la disponibilidad de caudal era función de la altura de agua en el canal de la EDAR del que se tomaba el agua (Fig. 6.5), que era dependiente de la producción de la planta, y esta era menor durante la noche. Además, hay que sumar los continuos problemas sufridos con respecto a la conducción y al equipo de desinfección UV.

El agua residual depurada se aportaba al humedal experimental (laguna de la Torrecilla), en la margen norte del complejo lagunar (Figs. 6.2 y 6.18).

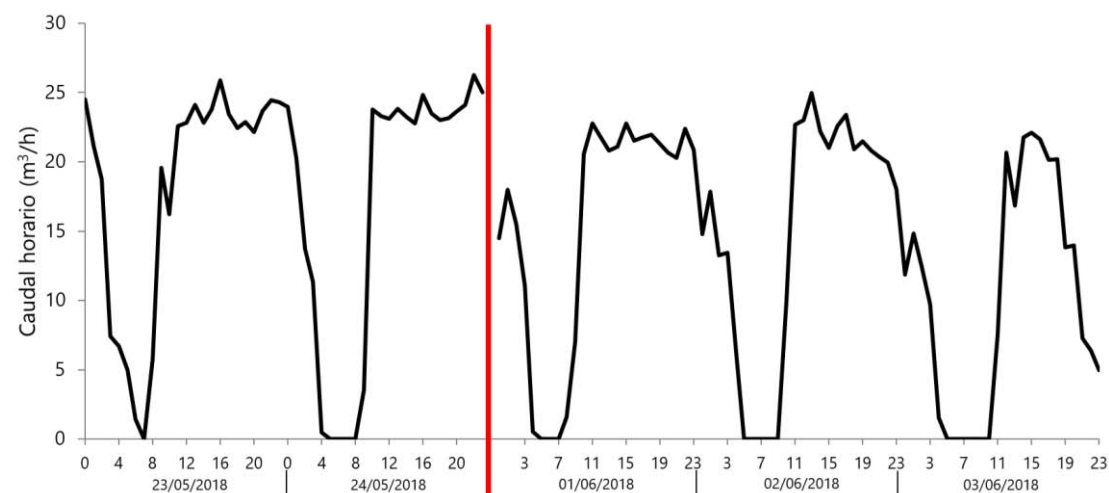


Figura 6.17. Evolución temporal, durante los días 23 y 24 de mayo, así como el 1, 2 y 3 de junio, del caudal horario aportado desde la EDAR Guadalhorce



Figura 6.18. A: punto de aporte de las aguas regeneradas en el humedal experimental. B: panorámica del humedal (27/07/2017)

En la figura 6.19 se muestra la laguna experimental el día 27/07/2017 (Fig. 6.19A) y el 04/10/2017 (Fig. 6.19B), en la que se puede observar el cambio sustancial que tuvo lugar, con un rápido crecimiento de vegetación, debido a la alta cantidad de nutrientes en las aguas (fósforo y nitrógeno). En la figura 6.19C se detalla la conexión existente entre las dos cubetas (Fig. 6.2) que conforman esta laguna. Durante el proyecto se han reutilizado un total de 73.775 m³ de agua residual depurada.

6.4.3. Resultados de la monitorización de las aguas

6.4.3.1. Evolución temporal de los parámetros físico-químicos y microbiológicos

La reutilización de las aguas residuales depuradas de la EDAR del Guadalhorce requería una monitorización adecuada, dadas las características físico-químicas y microbiológicas que presentan las aguas y la figura de protección ambiental de que goza el Paraje Natural Desembocadura del Guadalhorce (Tabla 6.2). El control se ha llevado a cabo en los dos vasos del humedal experimental mediante medidas y análisis químicos del agua (Fig. 6.20 y 6.21) siempre que ha sido posible, ya que era frecuente que no existiera lámina de agua. Los análisis microbiológicos fueron realizados en el laboratorio homologado de EMASA. El muestro fue interrumpido entre octubre y diciembre de 2018 debido a la escasez de agua, motivada por los continuos problemas en el equipo de desinfección ultravioleta.

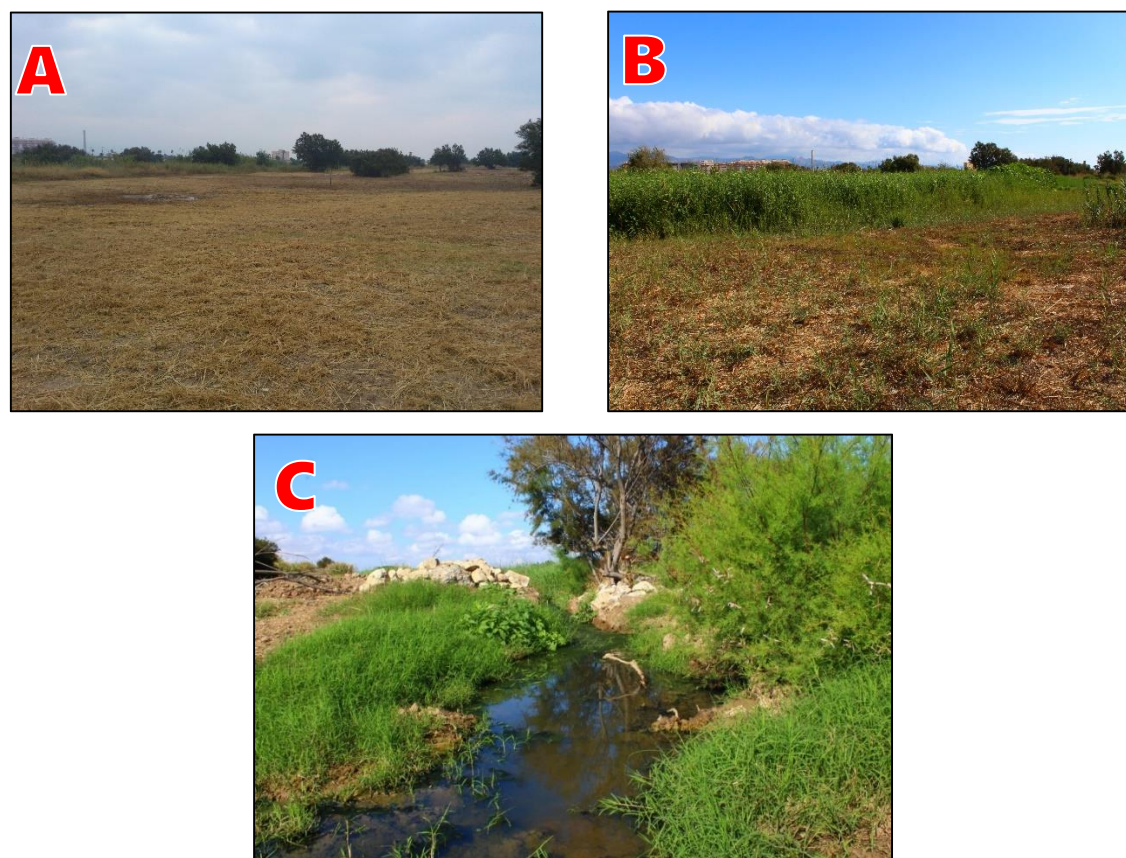


Figura 6.19. A. Estado del humedal experimental el 27/07/2017 (A) y el 04/10/2017 (B). Punto de conexión entre los dos vasos lagunares (C)



Tabla 6.2. Características físico-químicas y microbiológicas del agua de salida de la EDAR del Guadalhorce, tras el tratamiento secundario

Parámetro y unidad	Valor	Parámetro y unidad	Valor
pH	7,7	Aceites y grasas (mg/l)	4
Sólidos en suspensión (mg/l)	17	Nitrógeno total (mgN/l)	56
Turbidez (NTU)	8	Amonio (mgN/l)	47
DBO ₅ (mg/l)	16	Fósforo total (mgP/l)	3,2
DQO (mg/l)	60	Nitratos (mgN/l)	0,9
Conductividad eléctrica (μS/cm)	1.860	Nitritos (mgN/l)	0,4
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 ml)	10 ⁶		

En las figuras 6.20 y 6.21 se aprecian las variaciones diarias de altura de lámina de agua y CE debido a los cortes nocturnos en el suministro, así como a las fluctuaciones diarias de la temperatura del agua. Los valores de pH se mantienen entre 7,2 y 8,4 en ambas cubetas lagunares, pero siempre cerca del valor medio de la EDAR (7,7), aunque son ligeramente superiores en el segundo vaso. Por otro lado, el oxígeno disuelto en el agua del humedal presenta diferencias entre el primer vaso y el segundo, con mayores valores en este último, por lo general. Esto se debe a que el flujo del agua a través de la primera cubeta hace que se oxigene, a lo que hay que sumar el aporte de oxígeno derivado de la fotosíntesis del fitoplancton. Los sólidos en suspensión medidos en el humedal experimental muestran concentraciones bastante superiores a las de la EDAR o la salida del equipo UV, lo que estaría motivado por los finos que se ponen en suspensión en el agua del humedal.

6.4. Resultados

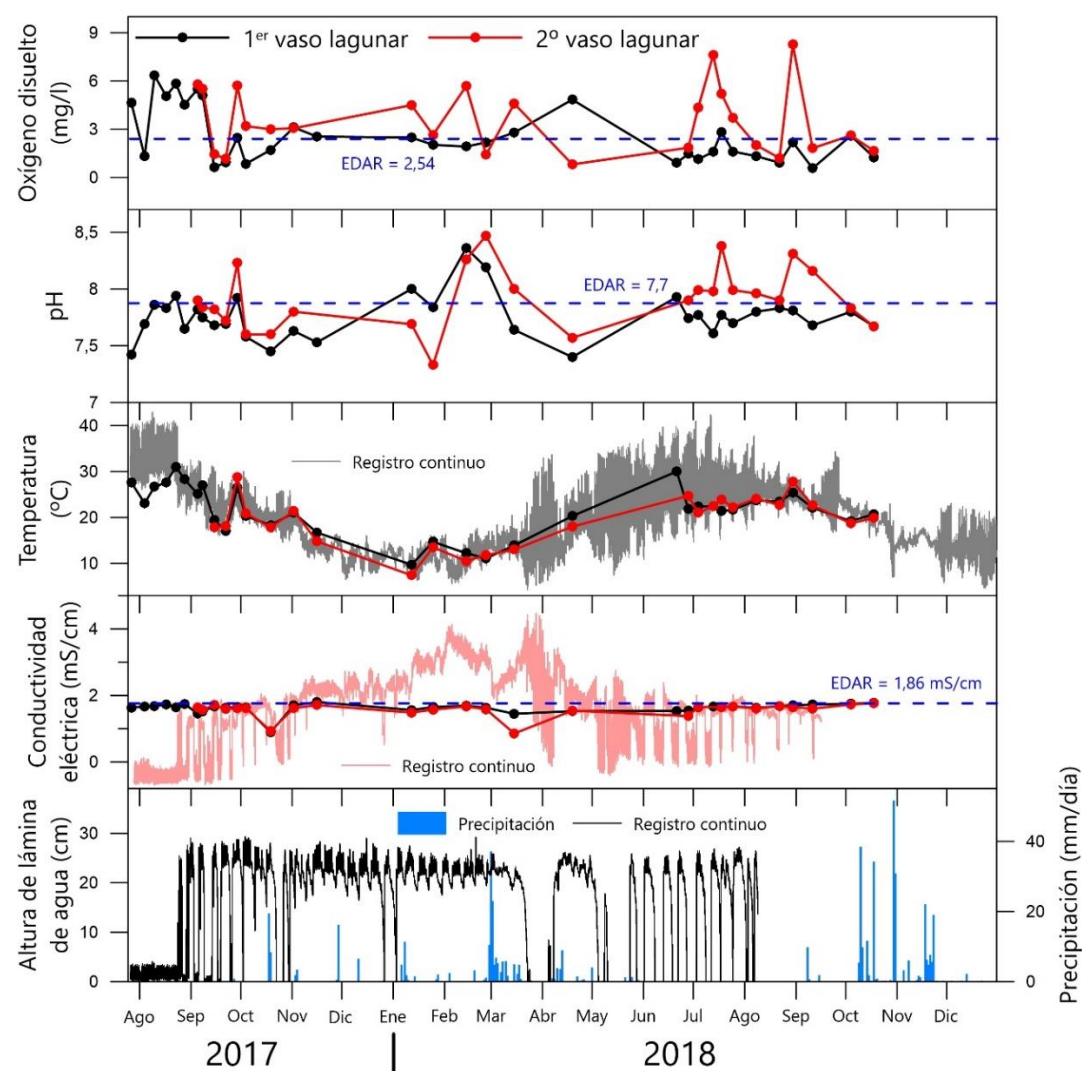


Figura 6.20. Parámetros físico-químicos medidos en el agua aportada a la laguna experimental (Fig. 6.2). La línea azul discontinua marca la concentración media en la EDAR

Otros indicadores, como N o P total, presentan menores valores en los humedales, lo que se explica por la absorción de nutrientes que lleva a cabo la vegetación (Sala *et al.*, 2001). Tanto P como N presentan, por lo general, menores concentraciones en la segunda cubeta con respecto a la primera, lo que vuelve a corroborar el efecto depurador del humedal. La cantidad de *E. coli* es muy inferior a la de la EDAR, por lo que se observa un importante efecto purificador de la conjunción entre el equipo de desinfección ultravioleta y el humedal (radiación, filtrado, depredación) (Bitton *et al.*, 1983; Castillo *et al.*, 2000; Oron, 2001; García *et al.*, 2008).

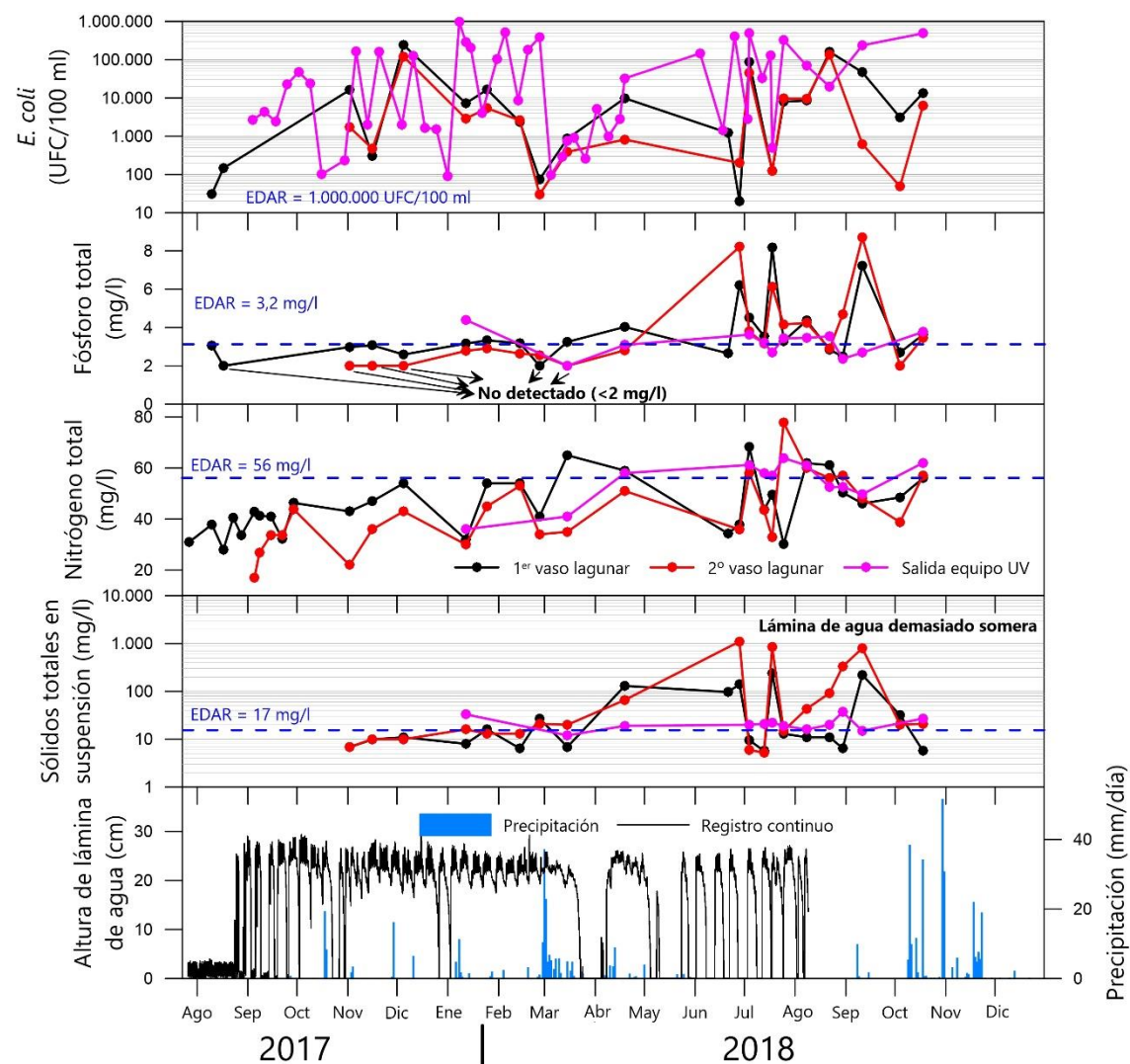


Figura 6.21. Sólidos en suspensión, nutrientes y concentración de *Escherichia coli* medidos en el agua aportada a la laguna experimental (Fig. 6.2). La línea azul discontinua marca la concentración media en la EDAR

6.4.3.2. Distribución espacial de los parámetros físico-químicos y microbiológicos

Para comprobar el posible impacto del proyecto en la calidad del agua en el área de estudio, se han llevado a cabo varias campañas de muestreo en los humedales existentes, en la laguna experimental, en el río Guadalhorce y en las aguas subterráneas.

El primer muestreo se realizó el 14/02/2018 (Fig. 6.22) y permitió constatar la baja conductividad eléctrica del agua en el humedal experimental, en comparación con el resto de lagunas. El contenido en oxígeno disuelto presenta interés porque se produce un aumento en la concentración desde el primer vaso

lagunar (1,9 mg/l) al segundo (5,7 mg/l), debido a la oxigenación generada por la aireación en contacto con la atmósfera y por la vegetación. Se detectó, asimismo, la presencia de *E. coli* en algunas aguas: lagunas Grande (161 UFC/100 ml) y Limícolas (63 UFC/100 ml), laguna experimental (2.359-2.595 UFC/100 ml) y río Guadalhorce (2.755 UFC/100 ml). La concentración de bacterias en el humedal piloto es considerablemente alta, lo cual es lógico dada la naturaleza del agua que se está vertiendo. No obstante, en el río Guadalhorce se detecta más cantidad de microorganismos por los vertidos de aguas residuales sin depurar que se realizan aguas arriba de este punto, desde los núcleos urbanos existentes en el valle del Guadalhorce.

Otra campaña de control, más centrada en la zona piloto, se efectuó el 19/04/2018 (Fig. 6.23). La conductividad eléctrica sigue siendo menor en la laguna experimental (1,5 mS/cm) que en los alrededores (>5 mS/cm). Por otra parte, la concentración de oxígeno disuelto es menor en el segundo vaso del humedal experimental (0,8 mg/l) con respecto al primero (4,8 mg/l), lo que pudo estar motivado por un estancamiento excesivo del agua, que permitiera la proliferación de microalgas en la superficie, con la consiguiente reducción de la producción de oxígeno en las capas menos superficiales. La concentración de *E. coli* disminuye de 9.870 UFC/100 ml, en el primer vaso, a 821 UFC/100 ml, en el segundo, debido al efecto de la vegetación, la radiación solar, etc. En el río se registran valores altos (>5.000 UFC/100 ml) como consecuencia de los vertidos de aguas residuales de las poblaciones de la comarca. No se detecta esta bacteria en los acuíferos (a excepción de una concentración muy pequeña en el punto correspondiente al acuífero superior plioceno (50 UFC/100 ml), en la figura 6.23, en el mismo que también fue detectada en la campaña inicial, Tabla 6.1).

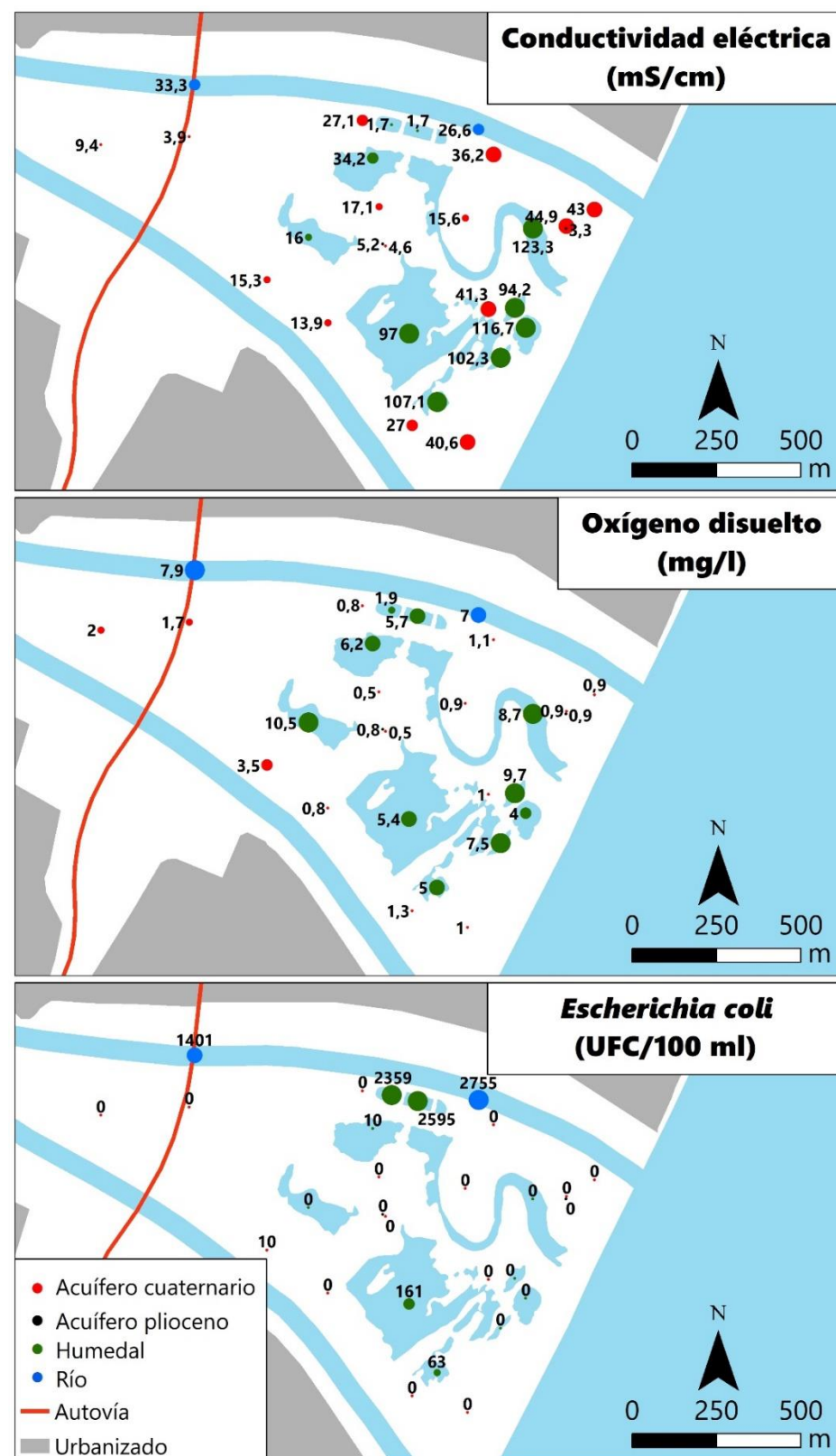
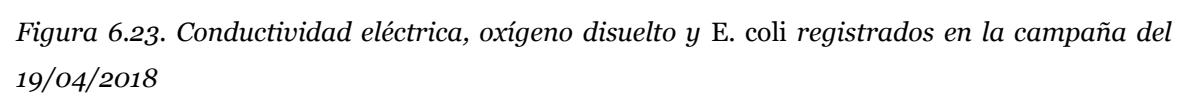


Figura 6.22. Conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y *E. coli* registrados en la campaña del 14/02/2018



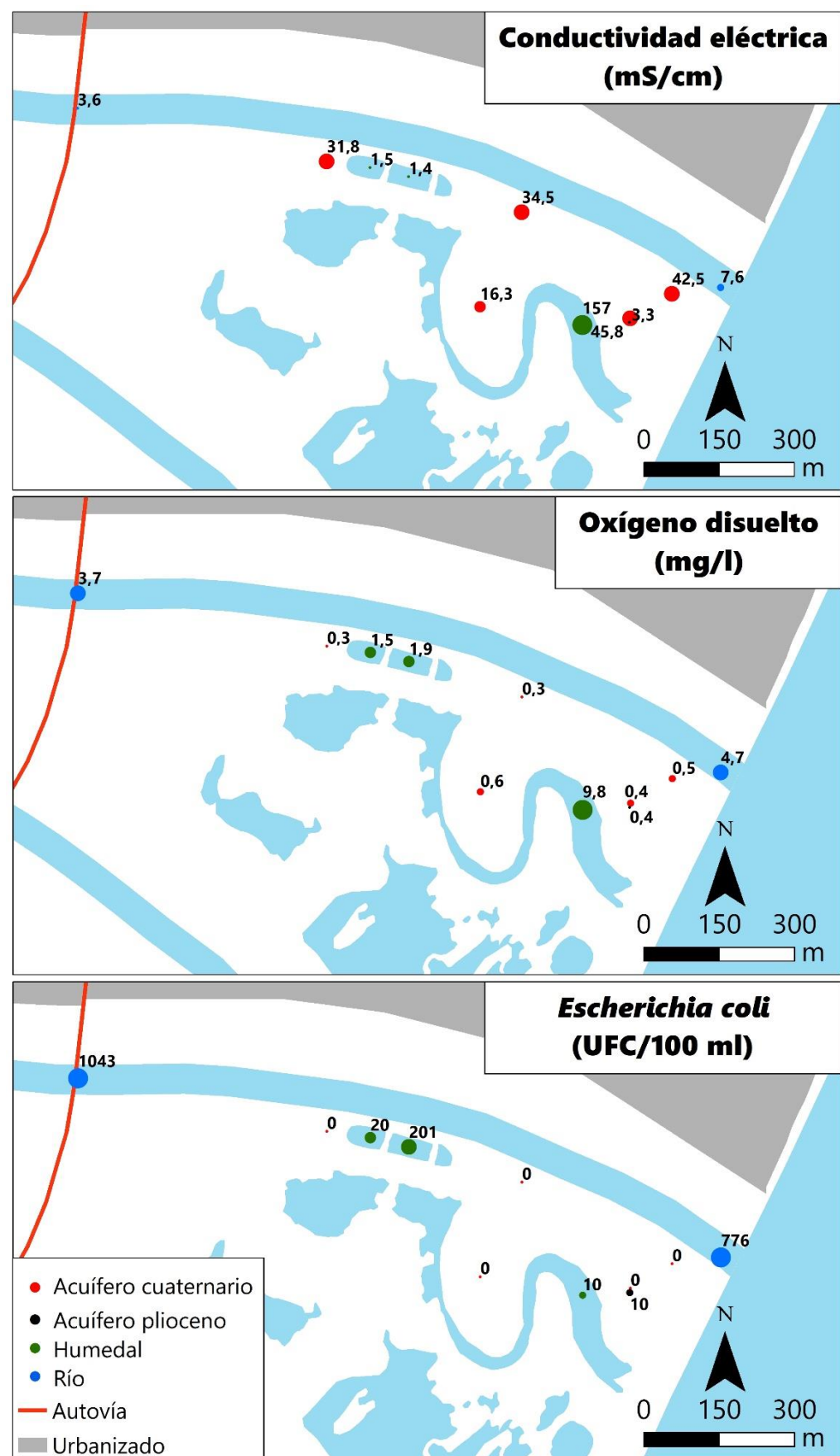


Figura 6.24. Conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y *E. coli* registrados en la campaña del 28/06/2018

En la última campaña, efectuada el 28/06/2018 (Fig. 6.24) se vuelve a observar la baja conductividad eléctrica del agua del humedal experimental (1,4-1,5 mS/cm), así como valores de oxígeno disuelto en agua entre 1,5 y 1,9 mg/l, más altos que los medidos en las aguas de los acuíferos. En lo que respecta a la bacteria *E. coli*, se detectan valores más bajos que los registrados en campañas anteriores (20 UFC/100 ml en el primer vaso y 201 UFC/100 ml en el segundo vaso), lo que puede estar favorecido por la mayor radiación solar incidente en esta época del año, que ayuda a disminuir la cantidad de bacterias en el agua.

No se ha detectado una influencia clara en los niveles piezométricos ni en la conductividad eléctrica del acuífero cuaternario debido a estos aportes, tal y como se aprecia en las figuras 3.24, 3.25 y 3.48 del capítulo 3 de la presente tesis doctoral, probablemente debido al poco volumen de agua aportado a la laguna experimental y a la discontinuidad de los aportes en el tiempo (Fig. 6.17). No obstante, el contexto hidrológico del humedal experimental, con el brazo norte del Guadalhorce (de carácter estuárico y con el lecho a 2 m b.n.m.) en la inmediata proximidad y con las isopiezas representadas en la figura 5.32, llevan a pensar que el agua no evapotranspirada puede infiltrarse en el vaso de la laguna y fluir hacia el río. En cualquier caso, es poco probable que exista un aporte adicional de *E. coli* al río, debido a la acción del sol y al efecto filtrador del acuífero.

6.4.4. Monitorización faunística y vegetal

Al finalizar el proyecto, se han reconocido hasta 61 especies diferentes de aves (Tabla 6.2 y Fig. 6.25), todas ellas propias del área, que utilizaban el humedal experimental como hábitat, fuente de alimento o, simplemente, como lugar de descanso. Los censos fueron llevados a cabo por el personal de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y por la AMAYA.

La mayor parte de las aves censadas pertenecen al orden de las passeriformes y se caracterizan por ser de pequeño tamaño, por habitar en arbustos y árboles y por alimentarse de insectos y semillas principalmente. Por otra parte, los órdenes de las charadriiformes y las ciconiiformes suponen los segundos en importancia en los censos realizados. Estas aves se denominan comúnmente limícolas, y ocupan hábitats litorales encharcados con presencia de limos y suelen ser migrantes, por

lo que, si se tiene en consideración que las zonas húmedas sufren grandes amenazas y alteraciones, dichas especies son un buen indicador de la salud ambiental de estos espacios (Beintema, 1983). Se alimentan de invertebrados, por norma general (anélidos, artrópodos y moluscos). Otros órdenes censados, como los anseriformes y los gruiformes, también son habitantes frecuentes de las zonas húmedas. El resto de aves reflejadas en la tabla 6.2 son de hábitats más terrestres, aunque frecuentan las zonas encharcadizas debido a su alta productividad animal y vegetal.

Tabla 6.2. Aves que han utilizado el humedal experimental

Nombre científico	Orden	Nombre científico	Orden
<i>Circus aeruginosus</i>	Accipitriformes	<i>Motacilla flava</i>	Passeriformes
<i>Anas platyrhynchos</i>	Anseriformes	<i>Motacilla alba</i>	Passeriformes
<i>Mareca strepera</i>	Anseriformes	<i>Carduelis carduelis</i>	Passeriformes
<i>Anas crecca</i>	Anseriformes	<i>Chloris chloris</i>	Passeriformes
<i>Tadorna tadorna</i>	Anseriformes	<i>Serinus serinus</i>	Passeriformes
<i>Apus apus</i>	Apodiformes	<i>Passer domesticus</i>	Passeriformes
<i>Apus pallidus</i>	Apodiformes	<i>Hirundo rustica</i>	Passeriformes
<i>Gallinago gallinago</i>	Charadriiformes	<i>Cecropis daurica</i>	Passeriformes
<i>Tringa totanus</i>	Charadriiformes	<i>Cettia cetti</i>	Passeriformes
<i>Tringa nebularia</i>	Charadriiformes	<i>Luscinia megarhynchos</i>	Passeriformes
<i>Actitis hypoleucos</i>	Charadriiformes	<i>Delichon urbicum</i>	Passeriformes
<i>Tringa ochropus</i>	Charadriiformes	<i>Riparia riparia</i>	Passeriformes
<i>Tringa glaréola</i>	Charadriiformes	<i>Anthus pratensis</i>	Passeriformes
<i>Himantopus himantopus</i>	Charadriiformes	<i>Anthus spinoletta</i>	Passeriformes
<i>Calidris minuta</i>	Charadriiformes	<i>Motacilla cinerea</i>	Passeriformes
<i>Calidris alpina</i>	Charadriiformes	<i>Erithacus rubecula</i>	Passeriformes
<i>Charadrius dubius</i>	Charadriiformes	<i>Oenanthe oenanthe</i>	Passeriformes
<i>Charadrius haticula</i>	Charadriiformes	<i>Saxicola rubicola</i>	Passeriformes
<i>Philomachus pugnax</i>	Charadriiformes	<i>Turdus philomelos</i>	Passeriformes
<i>Bulbucus ibis</i>	Ciconiiformes	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Passeriformes
<i>Plegadis falcinellus</i>	Ciconiiformes	<i>Sylvia atricapilla</i>	Passeriformes
<i>Merops apiaster</i>	Coraciiformes	<i>Phylloscopus collybita</i>	Passeriformes
<i>Alectoris rufa</i>	Galliformes	<i>Phylloscopus Bonelli</i>	Passeriformes
<i>Porzana porzana</i>	Gruiformes	<i>Parus major</i>	Passeriformes
<i>Gallinula chloropus</i>	Gruiformes	<i>Lanius senator</i>	Passeriformes
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Passeriformes	<i>Fringilla coelebs</i>	Passeriformes
<i>Turdus merula</i>	Passeriformes	<i>Carduelis cannabina</i>	Passeriformes
<i>Luscinia svecica</i>	Passeriformes	<i>Estrilda astrild</i>	Passeriformes
<i>Sturnus unicolor</i>	Passeriformes	<i>Muscicapa striata</i>	Passeriformes
<i>Hippolais polyglotta</i>	Passeriformes	<i>Pheonicurus phoenicurus</i>	Passeriformes
<i>Sylvia melanocephala</i>	Passeriformes		



6.5. Servicios ecosistémicos y capital natural



Figura 6.25. Algunos ejemplos de aves observadas en el humedal experimental. *Charadrius hiaticula* –Chorlitejo grande- (izquierda) y *Bubulcus ibis* –Garcilla bueyera- (derecha)

Por otra parte, se registró un crecimiento rápido de varias especies vegetales ligadas a los humedales (Fig. 6.26), como son *Phragmites australis* -carrizo-, *Scirpus holoschoenus* -junco churrero- o *Tamarix africana* -taraje-. Además, se detectaron otro tipo de especies oportunistas y nitrófilas, debido a los nutrientes que acarrea el agua.



Figura 6.26. Algunos ejemplos de vegetación emergente observada en la laguna experimental. *Phragmites australis* –carrizo- (izquierda) y *Tamarix africana* –taraje- (derecha)

6.5. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y CAPITAL NATURAL

En el marco del protocolo y la metodología del capital natural (<https://naturalcapitalcoalition.org/natural-capital-protocol/>), la compañía Coca-Cola, junto con denkstatt®, está implementando la metodología de contabilización del capital natural a sus proyectos de devolución de agua al medio natural. A continuación, se detalla la aplicación realizada en el presente proyecto.

Se han seleccionado y clasificado seis servicios ecosistémicos diferentes en aprovisionamiento, regulación, soporte y servicios culturales (Tabla 6.3). Los datos correspondientes a los ítems 1 y 2 fueron registrados por el autor de esta tesis. La

periodicidad de medida del caudal de salida de agua para el ítem 1 fue semanal, con un flujo diario medio, computado desde el inicio al fin de los aportes, de ~150 m³/día (Fig. 6.17), bastante inferior al previsto originalmente (600 m³/día) y al caudal medio diario durante los periodos en que los equipos funcionaron correctamente (300 m³/día). Para valorar el beneficio generado por este ítem se ha utilizado el método de costes de reemplazo, que es el valor al que son intercambiados bienes, servicios y activos, sin importancia de las condiciones dominantes (Obst *et al.*, 2016). La cantidad total es la suma de los costes de provisión de aguas superficiales y subterráneas para abastecimiento y regadío, en el caso de que estas aguas pudieran llegar a usarse para este fin, así como el coste de desalar agua en un acuífero costero afectado por intrusión salina. En este sentido, el coste de suministro de agua superficial para riego es de 0,23 €/m³, el de desalar agua en la planta desaladora de Marbella (ejemplo más cercano) es de 0,53 €/m³ (DHCMA, 2015b) y el de abastecimiento con aguas subterráneas es de 0,08 €/m³ (Ministerio de Medio Ambiente, 2007). Todos estos valores de capital natural hacen un total de 0,84 €/m³, que aplicados a un volumen de 54.750 m³/año (resultado de un vertido de 150 m³/día durante 365 días), producen un beneficio anual de 45.990 €.

Para evaluar el ítem 2, se utilizó la campaña inicial realizada en junio de 2016 en las aguas superficiales y subterráneas, así como en las aguas depuradas. Los resultados de depuración de las aguas, tal y como se observa en las figuras 6.20 y 6.21, son prometedores y se reducen algunos contaminantes, por lo que se ha aplicado de nuevo el método de costes de reemplazo para la contabilización del capital natural. El coste establecido para una purificación adicional de aguas residuales en plantas de tratamiento es de 0,41 €/m³ (Mas, 2016), pero no se incluye la retirada de nitrógeno y fósforo, por lo que se ha de sumar un coste extra para llevar a cabo una aproximación lo más real posible a la eliminación de estos nutrientes en los humedales. El coste para una reducción de N y P es de 0,18 €/m³ (EPA, 2015), lo que hace un coste total para este ítem de 0,59 €/m³. Este coste, aplicado a un volumen anual de 54.750 m³, da como resultado un capital natural de 32.302 € al año.

6.5. Servicios ecosistémicos y capital natural

Tabla 6.3. Evaluación de servicios ecosistémicos y capital natural llevada a cabo en el proyecto de restauración de humedales del Bajo Guadalhorce

Item nº	Sección ecosistémica	Servicio ecosistémico	Breve descripción	Parámetros monitorizados	Estado base	Cambio esperado	Resultado	Beneficio financiero (€/año)
1	Aprovisionamiento	Agua	Incremento del volumen disponible de agua superficial y subterránea	Caudal de agua superficial / Niveles piezométricos	Flujo de agua superficial = 0 m³/año Nivel piezométrico = depende de la ubicación del sondeo	219.000 m³/año	54.750 m³/año	45.990
2	Regulación	Calidad del agua / control de aguas residuales	Eliminación de contaminantes y nutrientes	<i>Escherichia coli</i> Nitrógeno total Fósforo total Metales pesados	<i>Escherichia coli</i> = 1·10⁶ UFC/100 ml Nitrógeno total = 60 mg/l Fósforo total = 10 mg/l Metales pesados (µg/l) Sr = 560 Cd = 0 Ba = 40 Pb = 0 B = 4620 Al = 490 Mn = 170 Fe = 1850 Ni = 150	<i>Escherichia coli</i> < 1·10⁴ UFC/100 ml Nitrógeno total < 40 mg/l Fósforo total < 5 mg/l Metales pesados (µg/l) Sr = 0 Cd = 0 Ba = 0 Pb = 0 B = 0 Al = 0 Mn = 0 Fe = 0 Ni = 0	<i>Escherichia coli</i> < 1·10⁴ UFC/100 ml Nitrógeno total < 36 mg/l Fósforo total < 3 mg/l	32.302
3	Regulación	Regulación climática	Secuestro de CO₂ en agua y sedimentos	Concentración de CO₂ en agua y sedimentos	0 Ton/m²-año	Desconocido	0,45 T/año	18,5
4	Regulación	Control biológico	Ayuda en la reducción de larvas de mosquito en la zona	Número de larvas en los humedales cercanos en épocas críticas	795 larvas/l	200 larvas/l	575 larvas/l	-
5	Soporte	Diversidad genética	Incremento de la diversidad y abundancia de aves y anfibios	Número de especies e individuos de aves, anfibios y vegetación asociada	0 especies de aves 0 especies de anfibios 0 especies vegetales asociadas a humedales	Desconocido	61 especies de aves 1 especie de anfibio 3 especies vegetales asociadas a humedales	-
6	Cultural	Recreación (avistamiento de aves)	Incremento de visitantes (observadores de aves y estudiantes)	Número de visitantes / Encuestas	27.000 visitantes/año	40.000 visitantes/año	No medido	-

El ítem 3 ha sido estimado mediante valores pre-establecidos de secuestro de CO₂ en humedales emergentes (Solomon *et al.*, 2007), ya que no se ha podido medir directamente. En dicho estudio se aporta una tasa de secuestro de $4,3 \cdot 10^{-5}$ T/m²·año y un valor monetario de 41,4 €/T (método del valor de mercado). Por tanto, al aplicar esto a la laguna experimental, que presentaba una superficie de 10.379 m², se obtiene una tasa de secuestro de 0,47 T/año, que aporta un beneficio total de 18,5 €/año, que resulta bastante bajo dada la limitada superficie encharcada.

Los ítems 4, 5 y 6 no han podido ser evaluados adecuadamente debido a la irregularidad de presencia de lámina de agua en el humedal, lo que dificultaba en gran medida un recuento de avifauna, así como el control a largo plazo de visitantes al Paraje Natural, que vieran en esta laguna un atractivo para acudir. No obstante, los beneficios totales, resultantes de la suma de los ítems 1, 2 y 3, ascienden a 78.310 €/año, una cifra muy a tener en cuenta, a pesar de las vicisitudes que han tenido lugar durante toda la extensión del proyecto de restauración.

Por otra parte, la ausencia de lámina de agua permanente en el humedal experimental ha sido un obstáculo para estimar correctamente la eventual reducción en la presencia de larvas de mosquito (ítem 4), aunque el Ayuntamiento de Málaga (mediante la empresa Athisa S.A.) realizaba, semanalmente, muestreos para el control de plagas (Fig. 6.27). Esta figura permite observar que la proliferación de larvas y, por tanto, de ejemplares de mosquitos adultos, tenía lugar tras episodios lluviosos, debido a un ascenso de la altura limnimétrica en los humedales que, al alcanzar la cota a la que se encontraban los huevos de mosquitos, los hacía eclosionar.

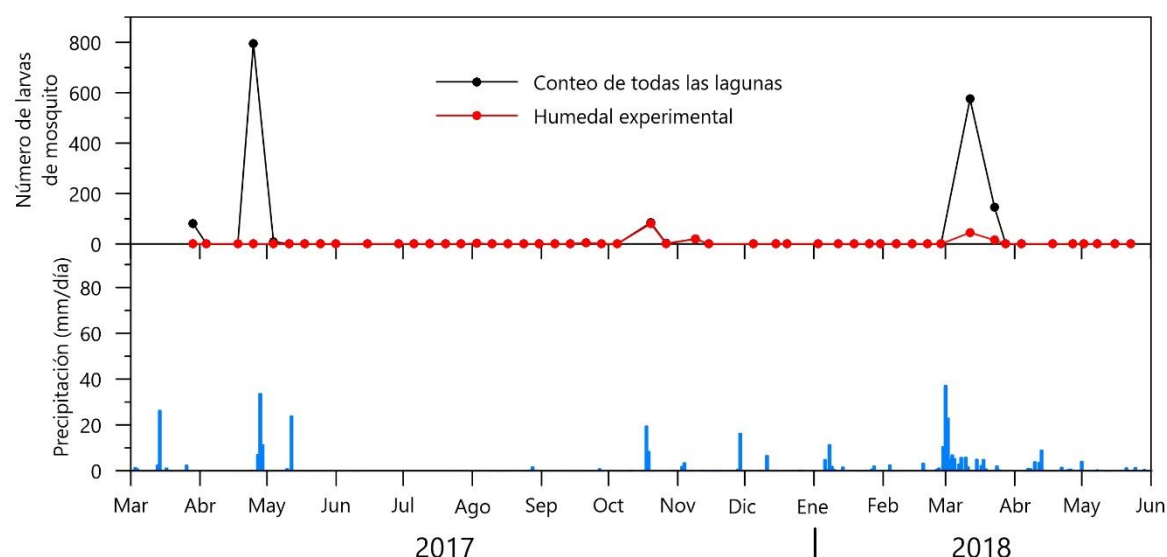


Figura 6.27. Resultados de la toma de muestras de larvas de mosquito realizada por el Ayuntamiento de Málaga entre marzo de 2017 y mayo de 2018

6.6. SÍNTESIS DE LA RESTAURACIÓN DE HUMEDALES MEDIANTE AGUA REGENERADA

El proyecto de restauración de humedales, desarrollado entre 2016 y 2018, ha requerido un gran número de autorizaciones administrativas, debido a las características del uso que se le ha dado al agua depurada, así como a su localización, cercana a núcleos urbanos. Por ello, para poder llevar a cabo el proyecto fue necesaria la construcción de una tubería de 1 km que conectara el humedal piloto -situado en la desembocadura del río Guadalhorce- con la depuradora, así como la perforación de 11 piezómetros.

La instalación de un equipo de desinfección ultravioleta, para reducir la cantidad de *Escherichia coli* en el agua depurada, resultó un factor muy limitante para conseguir parte de los objetivos del proyecto, debido a la discontinuidad que generaba en los aportes de agua regenerada.

La campaña de caracterización previa de las aguas superficiales y subterráneas del Bajo Guadalhorce y de su desembocadura desveló la presencia de metales pesados, pesticidas y compuestos farmacéuticos en ellas, debido a la actividad humana. No obstante, las concentraciones detectadas de estos elementos variaron en función del sistema hidrológico monitorizado.

Las diversas experiencias de reutilización que se han llevado durante el proyecto han permitido crear varios vasos lagunares de cierto valor ecosistémico,



6.5. Servicios ecosistémicos y capital natural

ya que múltiples especies de flora y de fauna se asentaron en un corto periodo de tiempo. Además, el control de la composición química y microbiológica del agua han permitido observar una disminución generalizada de contaminantes, como Nitrógeno o Fósforo total, así como de la bacteria *Escherichia coli*, a medida que el agua fluía de un humedal a otro. Asimismo, se ha podido comprobar que la aportación de estas aguas regeneradas sobre el humedal no ha afectado a las aguas subterráneas.

Finalmente, se ha evaluado el capital natural para este proyecto de restauración mediante la aplicación de diferentes metodologías, en el marco de un protocolo establecido, lo que ha permitido evaluar un beneficio de casi 80.000 € al año, dados los servicios ecosistémicos aportados por el suministro de agua dulce, la capacidad de autodepuración del medio o el secuestro de CO₂.

7. Conclusions



CAPÍTULO 7

CONCLUSIONS

Concerning the hydrogeological characterization of the Bajo Guadalhorce aquifers

Concerning the hydrogeological modelling of the Bajo Guadalhorce alluvial aquifer

Concerning the hydrological functioning of the Guadalhorce Delta Wetlands

Concerning the wetlands restoration using treated wastewater

Final remarks

7.1. CONCERNING THE HYDROGEOLOGICAL CHARACTERIZATION OF THE BAJO GUADALHORCE AQUIFERS

The Bajo Guadalhorce coastal aquifers are located in the Southern edge of the Iberian Peninsula, Western to the city of Málaga (S Spain). The study area is delimited to the North, the South and the West by the Montes de Málaga, the Sierras Blanca and Mijas and by the Sierra de las Nieves mountains, respectively, and to the East by the Mediterranean Sea. The morphology of the area is typically flat, very characteristic of a fluvial valley, with very low slopes. The altitude ranges between 0 m a.s.l., in the coast, and 200 m a.s.l., inland. The reliefs are defined by the Guadalhorce River and its main tributaries (Grande, Fahala and Campanillas Rivers).

The prevailing climate in the Bajo Guadalhorce valley is dry Mediterranean type and the average rainfall during the last 20 years is 530 mm. Nevertheless, there exists a SW-NE precipitation gradient, with average values ranging from 600 to 450 mm. The average recorded temperature is 18,3°C, whereas the average minimum and maximum temperatures are 13,7°C and 23,1°C, respectively.

The main aquifers in the study area correspond to the Pliocene and Quaternary sediments. The first one, called upper Pliocene aquifer, is composed of sand and gravel layers that are above a >300 m thick marl series and below another <40 m marl layer, in some places. This aquifer is confined in the most of its area, but a connection with the surficial alluvial -Quaternary- aquifer has been detected in this research after a detailed study of the existing lithological columns of boreholes. The alluvial sediments are sands, gravels, silts and clays deposited by the Guadalhorce River, and constitute the biggest fresh-groundwater reservoir of the Bajo Guadalhorce valley.

The hydrogeological properties of both aquifers have been estimated by pumping tests, as well as by granular tests and some methodologies applied in the framework of this research. Average hydraulic conductivity values of 11 m/day have been calculated in the upper Pliocene aquifer, as well as an average transmissivity of 180 m²/day. In the Quaternary aquifer, the mean hydraulic conductivity and transmissivity values are 35 m/day and 1.000 m²/day, respectively. Thus, the

comparison of different kind of approaches to estimate hydraulic properties results in a more accurate way to get a closer real value in the underground media.

Monthly and hourly groundwater table measurements done in the framework of this investigation, jointly with historical data, have permitted to characterize the hydrodynamic functioning of the Bajo Guadalhorce aquifers during the last 40 years. This has allowed to know that marine intrusion and overpumping were taken place in the coastal area of both Quaternary and upper Pliocene aquifers until mid-90's of 20th century by the detection of piezometric levels below sea level. Currently, land changes in this area (channelization -1997 to 2003-, reduction of irrigated land, new infrastructures) have provoked a fast recovery of groundwater table in both aquifers, with higher levels in the upper Pliocene aquifer, revealing its confining character. So, the aquifers are showing a natural-like behavior, in terms of hydrodynamics, because ascending piezometric levels and decreasing ones are detected with rainfall and summertime, respectively. The new course of the Guadalhorce River has two arms, and the northern one riverbed is 2 m b.s.l. and acts as another drain (estuary) of the Quaternary aquifer. Thus, the northern groundwater flows that previously went to the historical southern arm of the river and passed through the wetlands are now circulating towards this new northern arm. In addition, Mediterranean tidal influence has been detected in the groundwater table of the coastal area by the use of several time series analysis methodologies, like spectral and wavelet ones.

Sampling carried out by the Spanish Geological Survey (IGME) and within this research in the upper Pliocene and Quaternary aquifers have permitted to assess the qualitative status of groundwater. The results show a remarkable influence of water coming from the evaporites (halite and gypsum) outcrops of the upper part of the Guadalhorce River Basin, as well as from the fertilizers used in the agriculture of the Bajo Guadalhorce valley. Hydrochemical evidences of marine intrusion have been detected in both aquifers with Na-Cl waters, due to overpumping near the coast, before mid-90's of the 20th century. Nowadays, no marine intrusion is detected in the upper Pliocene aquifer, even in the coastal area. However, channelization works have generated a kind of estuary in the river mouth, with a very perceptible influence of the Mediterranean Sea over it. Thus, the chemical quality of the alluvial aquifer has been seriously affected, where the

noticeable increase of electrical conductivity and some ions, such as Cl^- or Na^+ , prove an increasing marine influence over it. This is happening despite the decreasing pumping in the area, due to the land use change, thus it can be assumed that the salinization of the coastal sector of the Quaternary aquifer is due to the new hydrodynamics. This fact favors a greater exchange of freshwater-saline water between the aquifer, the Guadalhorce River and the Mediterranean Sea, with a higher influence of the latter over the other hydrological systems.

7.2. CONCERNING THE HYDROGEOLOGICAL MODELLING OF THE BAJO GUADALHORCE ALLUVIAL AQUIFER

A groundwater model has been carried out using the MODFLOW-2005 processing engine and the ModelMuse 3.1. software, to have a complementary tool for the understanding of groundwater flow in the Quaternary aquifer and the water management in the Bajo Guadalhorce.

More than 40 years of piezometric and rainfall time series have been used to calibrate the model, as well as information about irrigation return, water pumping and land use changes. These changes have been so important among this period that it has been necessary to split the boundary conditions due to variations in the recharge area, the river morphology, the pumping and the irrigation crops over the coastal sector.

Some hydrogeological parameters, as hydraulic conductivity or specific yield have been added to the previous boundaries for the calibration. However, the use of realistic data and long time series has demonstrated that a simplification of the reality is needed to carry out a model because, in some cases, it has been impossible to run the model. This is the case of some basic elements as the ground elevation, the river/drain boundary or the lateral recharge. Regarding hydraulic conductivity, several runs have been done with different settings (average, Point Inverse Distance Squared and lithological facies distribution), being the second method the most suitable for calibrating the model. So, this model can be considered just as an approach to the real behavior of the groundwater flow in the Quaternary aquifer.

The relatively good adjustment of simulated levels regarding to the observed ones can permit the use of this model for the prediction of groundwater table in

future climate change scenarios, in which precipitations are going to be lower, despite of the use of simplified information.

The results allow to propose the development of a higher detail flow model, focused in the mouth area. This will permit an integrated and in-depth modelling of piezometric levels, which show some uncertainty, as well as the numerical simulation of the hydrology of the wetlands that exist in this part of the aquifer.

7.3. CONCERNING THE HYDROLOGICAL FUNCTIONING OF THE GUADALHORCE DELTA WETLANDS

The Guadalhorce delta wetlands constitute a natural protected area of great environmental relevance in the South of the Iberian Peninsula because they are a resting point for migratory birds that travel between Africa and Europe. This artificial complex is made up of eight wetlands of different nature, which are delimited by the two arms of the Guadalhorce River and the Mediterranean Sea.

Monthly measurements of wetlands stage and several physic-chemical parameters, carried out during the last two decades by the Andalusian Environment and Water Agency (AMAYA) and the author of this dissertation, have permitted to discern the hydrological behavior of these wetlands.

Wetland stage variations evidence a remarkable influence of rainfall in the complex, with higher stages during the rainy season (November-May) and lower ones in the dry season (June-October). However, hourly records of wetland stage and electrical conductivity and temperature of water, obtained by data loggers, have showed up different scales of daily periodicity changes in several pools, which have been studied using spectral and wavelet analyses. These variations are associated to evaporation, but also to the groundwater input and output that take place in each wetland, which are strongly influenced by the Mediterranean Sea effect through the tidal inflow into the aquifer and, therefore, into the wetlands. Also, the sea and the Guadalhorce River can provide some surface water input into the wetlands in the exceptional case of strong sea waves and heavy floods, respectively.

The new hydrodynamic situation of the Quaternary aquifer in this sector, favored by the channelization of the river, shows distinctive behaviors and allows to evaluate a wide range of relationships between the hydrological systems. Thus,

in high water conditions, there exists a small piezometric dome below the wetlands located in the center of the area, which set them as recharge elements towards the other wetlands, the Guadalhorce River and the Mediterranean Sea. In low water conditions, the opposite situation occurs: water flows through the aquifer from the outer wetlands to the center ones, but also to the river and to the sea.

The slighter variations of the most inland wetlands (Escondida and Casilla), compared to the other ones, suggest a better hydraulic connection with the Quaternary aquifer, since these pools became deeper than the rest after the aggregate extractions.

Electrical conductivity, temperature, pH and dissolved oxygen measured in wetlands' waters, as well as the monthly hydrochemical sampling, have allowed to hydrochemically characterize these pools. Noteworthy different characteristics are observed among them, from wetlands with slightly saline waters (15-30 mS/cm) to some pools with very high salinities (>150 mS/cm). All of them show sodium chloride hydrochemical facies because of the influence of the Mediterranean Sea through the Quaternary aquifer, which will be bigger in wetlands located closer to the coastline. Besides, the existence of electrical conductivity measurements from 1995 have evinced an increasing trend of this parameter in all the wetlands, which is the result of the hydrodynamic situation imposed by the channelization. This is due to the change of the groundwater flow: years ago, freshwater flowed southward through the wetlands to the Guadalhorce River, acting they as a transitional element, and now there is no freshwater flow, at least in a noticeable magnitude, to feed the wetlands from the NE, because it is drained through the new northern arm of the river. The lack of freshwater supply has originated a progressive salinization of the wetlands by evaporation-concentration of sodium chloride waters (Cl-Na water types), due to the relevant relationship between the Mediterranean Sea, the Quaternary aquifer and the wetlands, which is also accentuated by the greater influence of the sea over the Guadalhorce River. The salinization of these wetlands may also occurred naturally, although there was no such increase in the time between their origin (1977-1982) and the first EC measurements. Further hypotheses about wetland water salinization could be associated with the influence of the sea level rise during the last decades (~6 cm).

Despite previous works were done in this matter, no assessment has been carried out from a multidisciplinary approach about the possible impact of the channelization on the hydrogeology, surficial hydrology or habitat of these wetlands. Therefore, there is a general lack of hydrological/hydrogeological studies regarding this issue in the frame of civil engineering projects.

The annual and monthly wetlands' water budgets conclude that evaporation and groundwater exchange are the main components, while the climatic component associated to rainfall complete them. In a daily scale, these two water budget components are also the main actors in the budget, being the responsible of the most of the wetlands' stage variations.

The Mediterranean Sea is another element that conditions the hydrogeological behavior in this area: tides move through the Guadalhorce River mouth and through the Quaternary aquifer, where wetlands are located and show the tidal flux, mainly during the night, when there is no evapotranspiration. Besides, wetlands' location regarding the shore and their depth, strongly influence in the salinity of the waters. So, wetlands that are shallow and close to the sea will be more saline than those one which are deeper and farther from the sea.

7.4. CONCERNING THE WETLANDS RESTORATION USING TREATED WASTEWATER

A wetlands restoration project was carried out in the Guadalhorce delta between 2016 and 2018 to use treated wastewater, coming from the Guadalhorce wastewater treatment plant, for creating new wetlands. This involved a high number of administrative authorizations due to the characteristics of the project: use of treated wastewater -bad water quality- or its location, close to urbanized areas and inside a natural protected area.

The project required some logistics as the construction of a 1 km pipeline to connect the pilot site in the delta area with the wastewater treatment plant, but also the drilling of 11 piezometers for the monitoring of groundwater during the replenish experience. These piezometers also brought new geological data about the geometry and hydraulic properties of the aquifers in this area. Additionally, an UV disinfection system was required for reducing the concentration of *E. coli* in replenished water, which forced a low-discontinued flow towards wetlands.

A background campaign was carried out before the starting of the project, where compounds like heavy metals, pesticides and pharmaceutical and cosmetic pollutants were detected in both surface and groundwaters, due to the human pressure in the Bajo Guadalhorce valley, but also pressures coming from the upper part of the basin. It has been checked that some compounds as β -stradiol are less persistent in groundwater than others like caffeine.

During the several reusing experiences that were carried out along the duration of the project, one experimental wetland was able to be created and allowed to reduce some pollutants (total P and N, *Escherichia coli*) by the circulation of water between depressions and no appreciable effects on groundwater were detected. Also, a remarkable number of bird species was using the wetland, and associated freshwater vegetation grew up.

Natural capital has been estimated for this restoration project using different established methodologies and almost 80,000 €/year can be contributed by the financial cost associated to water supply, water treatment or CO₂ sequestration, among others. These calculations can make land managers and citizens to get a better understanding of the intrinsic value of an ecosystem by the valuation of its services.

7.5. FINAL REMARKS

Finally, the objectives initially posed in this dissertation can be reasonably fulfilled by the applied tools and methodologies, and it is a new updated contribution to the knowledge of the Bajo Guadalhorce area. This work has highlighted that, with the application of the most classic and easiest tools in hydrology and hydrogeology, combined with modern methods, very consistent results can be obtained, which are of great relevance for water resources management -potential water use from aquifers, wetlands, rivers...-. Besides, the importance of carrying out rigorous hydrogeological studies before making great hydraulic infrastructures has been showed up. Currently, no issues exist about groundwater supply in the Bajo Guadalhorce valley, but it is very important that the competent authorities continue doing an exhaustive quantitative and qualitative control of aquifers and wetlands, to avoid their pollution, which is one of the goals to achieve for having sustainable resources in the future.



7. Conclusions





REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abtew, W. (2001). Evaporation Estimation for Lake Okeechobee in South Florida. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 127(3), 140-147.
- ADARO (1975). *Estudio Hidrogeológico de la Cuenca Sur. Almería*. Plan Nacional de Investigación de Aguas Subterráneas. Ministerios de Industria y Agricultura. 172 pp.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. y Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration – guidelines for computing crop water requirements*. FAO Irrigation and drainage paper 56. Food and Agriculture Organization (FAO), Roma, 298 pp.
- Andersen, M.S., Nyvang, V., Jakobsen, R. y Postma, D. (2005). Geochemical processes and solute transport at the seawater/freshwater interface of a sandy aquifer. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69, 3979-3994.
- Anderson, R.B, Naftz, D.L., Day-Lewis, F.D., Henderson, R.D., Rosenberry, D.O., Stolp, B.J. y Jewell, P. (2014). Quantity and quality of groundwater discharge in a hypersaline lake Environment. *Journal of Hydrology*, 512, 177-194. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.02.040>
- Anderson, M.P., Woessner, W.W. y Hunt, R.J. (2015). *Applied Groundwater Modeling. Simulation of Flow and Advective Transport*. Elsevier Inc., 720 pp.
- Andreo, B. (1997). *Hidrogeología de acuíferos carbonatados en las sierras Blanca y Mijas. Cordillera Bética. Sur de España*. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga, 489 pp.
- Andreo, B., Carrasco, F., Catalán, F., Durán, J.J., Fernández, G., Linares, L., López, G., López, J.A., Mayorga, R., Trenado, L. y Vadillo, I. (2002). Características hidrogeológicas de las Sierras Blanca y Mijas y del Bajo Guadalhorce. *Libro*

- homenaje a Manuel del Valle Cardenete. Aportaciones al conocimiento de los acuíferos andaluces*, 395-411.
- Appelo, C.A.J. y Postma, D. (2005). *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. Second ed. Balkema, Rotterdam.
- Araguás Araguás, L.J. (2003). Identification of the mechanisms and origin of salinization of groundwater in coastal aquifers by isotope techniques. *Tecnología de la intrusion de agua de mar en acuíferos costeros: países mediterráneos*. Alicante, Spain, 365-371.
- Argamasilla, M. (2017). *Desarrollo metodológico para la planificación y gestión del agua en áreas turísticas costeras sometidas a clima mediterráneo y a grandes variaciones estacionales de la demanda. Caso de la Costa del Sol Occidental*. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga, 444 pp.
- Aris, A.Z., Abdullah, M.H., Ahmed, A. y Woong, K.K. (2007). Controlling factors of groundwater hydrochemistry in a small island's aquifer. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 4, 441-450.
- Asensi, A. y Nieto-Caldera, J.M. (1981). Vegetación acuática, halófila y halonitrófila de la provincia de Málaga. *Trabajos y monografías del Departamento de Botánica de Málaga*, 2, 105-122.
- Aunay, B., Dörfliger, N., Duvail, C., Grelot, F., Le Strat, P., Montginoul, M. y Rinaudo, J.D. (2006). Hydro-socio-economic implications for water management strategies: the case of Roussillon coastal aquifer. *International Symposium – DARCY 2006*, Dijon, France.
- Badosa, A., Boix, D., Brucet, S., López-Flores, R. y Quintana, X.D. (2006). Nutrients and zooplankton composition and dynamics in relation to the hydrological pattern in a confined Mediterranean salt marsh (NE Iberian Peninsula). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66, 513-522.
- Barberá, J.A. (2014). *Investigaciones hidrogeológicas en los acuíferos carbonáticos de la Serranía Oriental de Ronda (Málaga)*. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga, 591 pp.

- Barceló, L.D. y López de Alda, M.J. (2008). Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. En: *Panel Científico-Técnico de Seguimiento de la Política de Aguas*, Fundación Nueva Cultura del Agua, 26 pp.
- Barlow, P.M. (2003). Ground Water in freshwater-saltwater environments of the Atlantic coast. *US Geological Survey Circular*, 1262.
- Bear, J., Cheng, A.H.D., Sorek, S., Ouazar, D. y Herrera, I. (1999). *Seawater Intrusion in Coastal Aquifers. Concepts, Methods and Practices*. Theory and Applications of Transport In Porous Media, 14. DOI: 10.1007/978-94-017-2969-7.
- Beintema, A.J. (1983). Meadow birds as indicators. *Environmental Monitoring and Assessment*, 3, 391-398.
- Belkhiri, L., Mouni, L. y Boudoukha, A. (2012). Geochemical evolution of groundwater in an alluvial aquifer: case of El Eulma aquifer, East Algeria. *Journal of African Earth Sciences*, 66, 46-55.
- Benavente, J., Moral, F., Vallejos, A. y Pulido-Bosch, A. (2004). Hydrogeochemistry of karstic aquifers. IGME (Ed.). *Investigaciones en sistemas kársticos españoles*, 139-159.
- Bitton, G., Farrah, S.R., Ruskin, R.H., Butner, J. y Chou, Y.J. (1983). Survival of pathogenic and indication organism in groundwater. *Groundwater*, 21(4), 405-410.
- Blaney, H.F. y Criddle, W.D. (1950). *Determining water requirements in irrigated areas from climatological and irrigation data*. USDA (SCS) TP-96, 48 pp.
- Blumenthal, M. (1930). Beiträge zur Geologie der betischen Cordilleres beiderseits des Rio Guadalhorce. *Eclog. Geol. Helv.*, 25, 41-93.
- Bocanegra, E. y Custodio, E. (1994). Utilización de acuíferos costeros para abastecimiento. *Ingeniería del Agua*, 1(4), 49-78.
- Box, G., Jenkins, G. y Reinsel, G.C. (1994). *Time Series Analysis: Forecasting and Control*. Prentice-Hall, Inc., 598 pp.

- Braskerud, B.C. (2002). Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering*, 19, 41-61.
- Bredehoeft, J. y Hall, P. (1995). Ground-water models. *Groundwater*, 33(4), 530-531.
- Brodie, R., Sundaram, B., Tottenham, R., Hostetler, S. y Ransley, T. (2007). *An Overview of Tools for Assessing Groundwater-Surface Water Connectivity*. Bureau of Rural Sciences, Canberra.
- Brooker, M.P. (1985). The Ecological Effects of Channelization. *The Geographical Journal*, 151 (1), 63-69.
- Brookes, A. (1981). Channelization in England and Wales. *Discussion Paper*, Geography Department, Southampton University.
- Brookes, A. (1988). *Channelized Rivers: Perspectives for Environmental Management*. John Wiley & Sons, New York.
- Brookes, A. y Shields, F.D. (1996). *River channel restoration: guiding principles for sustainable projects*. Wiley, Chichester, 433 pp.
- Calvache, M.L., Ibáñez, S., Duque, C., Martín-Rosales, W., López-Chicano, M., Rubio, J.C., González, A. y Viseras, C. (2009). Numerical modelling of the potential effects of a dam on a coastal aquifer in S. Spain. *Hydrological Processes*, 23(9), 1268-1281.
- Calvache, M.L., Duque, C., Gómez Fontalva, J.N. y Crespo, F. (2011). Processes affecting groundwater temperatura patterns in a coastal aquifer. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 8(2), 223-236.
- Candela, L., Tamoh, K., Vadillo, I. y Valdés-Abellán, J. (2016). Monitoring of selected pharmaceuticals over 3 years in a detrital aquifer during artificial groundwater recharge. *Environmental Earth Sciences*, 75(244), 13 pp. DOI: [10.1007/s12665-015-4956-8](https://doi.org/10.1007/s12665-015-4956-8)
- Carol, E., Kruse, E. y Más-Pla, J. (2009). Hydrochemical and isotopical evidence of ground water salinization processes on the coastal plain of Samborombón

- Bay, Argentina. *Journal of Hydrology*, 365, 335-345. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2008.11.041](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.11.041)
- Carol, E.S., Braga, F., Kruse, E.E. y Tosi, L. (2014). A retrospective assessment of the hydrological conditions of the Samborombón coastland (Argentina). *Ecological Engineering*, 67, 223-237. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.081>
- Carrasco, F. (1978). Variación de la salinidad de las aguas del Río Guadalhorce. Influencia de las litofacies. *Tecniterrae*, 22, 35-47.
- Carrasco, F. (1986). *Contribución al conocimiento de la Cuenca alta del Río Guadalhorce. El medio físico. Hidrogeoquímica*. Tesis Doctoral, Universidad de Granada, 435 pp.
- Carrasco, F. y Benavente, K. (1986). Estimación de la aportación salina del río Guadalhorce en el sector de Bobadilla-Gobantes (provincia de Málaga). En: *II Simposio del Agua en Andalucía*, Granada, 273-278.
- Carrasco, F., Andreo, B. y Vadillo, I. (2003). Consideraciones hidrogeológicas sobre el sector costero del acuífero del Bajo Guadalhorce. En: *Tecnología de la intrusión de agua de mar en acuíferos costeros: países mediterráneos*. Madrid, 2003, 67-76.
- Casimiro-Soriguer Solanas, F. y García-Sánchez, J. (2017). Contribución al conocimiento de la flora vascular de la desembocadura del río Guadalhorce y su entorno (Málaga, España). *Acta Botánica Malacitana*, 42(2), 249-270.
- Castillo, G., Pía, M., Dibarrart, F., Honeyman, G., Moreno F. y Vallejos, J. (2000). Tratamiento de aguas residuales mediante sistema suelo-acuífero – Aspectos microbiológicos. *XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*.
- Cerling, T.E., Pederson, B.L. y Von Damm, K.L. (1989). Sodium-calcium ion exchange in the weathering of shales: implications of global weathering budgets. *Geology*, 17(6), 552-554.
- Chiaudani, A., Di Curzio, D., Palmucci, W., Pasculli, A., Polemio, M. y Rusi, S. (2017). Statistical and Fractal Approaches on Long Time-Series to Surface-

- Water/Groundwater Relationship Assessment: A Central Italy Alluvial Plain Case Study. *Water*, 9, 850, doi: <https://doi.org/10.3390/w9110850>
- CHS (1996). Estudio del testigo del sondeo de investigación nº 1, Mercamálaga. Confederación Hidrográfica del Sur.
- Comisión Europea (2005). *Groundwater management of coastal karstic aquifers*. Cost Environment Action 621 (Luxembourg).
- Consejería de Medio Ambiente (1998). *Caracterización hidroquímica y cartográfica de las zonas húmedas de Cádiz, Málaga y Almería. Volúmenes I, II y III*. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Consejería de Medio Ambiente (2005). *Caracterización ambiental de humedales en Andalucía*. Junta de Andalucía, Sevilla, 511 pp.
- Constantz, J., Naranjo, R., Niswonger, R., Allander, K., Neilson, B., Rosenberry, D., Smith, D., Rosecrans, C. y Stonestrom, D. (2016). Groundwater exchanges near a channelized versus inmodified stream mouth discharging to a subalpine lake. *Water Resources Research*, 52, 2157-2177. DOI: [10.1002/2015WR017013](https://doi.org/10.1002/2015WR017013)
- Cooley, R.J.W. y Tukey, J.W. (1965). An Algorithm for the Machine Calculation of Complex Fourier Series. *Math. Computations*, 19.
- Craig, H. (1961). Isotopic variations in meteoric waters. *Science*, 133, 1702-1703.
- Craig, H., Gordon, L.I. y Horibe, Y. (1963). Isotopic exchange effects in the evaporation of water: 1. Low temperature experimental results. *Journal of Geophysical Research*, 68, 5079-5087.
- Custodio, E. (1997). *Seawater Intrusion in Coastal Aquifers, Guidelines for Study, Monitoring and Control*. Water Report No. 11. Food and Agriculture Organization of the United Nation, Rome, Italy.
- Custodio, E. (2017). *Salinización de las aguas subterráneas en los acuíferos costeros mediterráneos e insulares españoles*. Informe. Grupo de Hidrología Subterránea de la Universidad Politécnica de Cataluña – CETAQUA. 858 pp.

- Custodio, E. y Herrera, C. (2000). Utilización de la relación Cl⁻/Br⁻ como trazador hidrogeoquímico en hidrología subterránea. *Boletín Geológico y Minero*, 111(4), 49-67.
- Custodio, E. y Llamas, M.R. (1996). *Hidrología subterránea, tomo I (Groundwater Hydrology, Vol I)*. Ediciones Omega, Barcelona.
- Dalton, M.S., Aulenbach, B.T. y Torak, L.J. (2004). Ground-water and Surface-water flow and estimated water Budget of Lake Seminole, southwestern Georgia, and northwestern Florida. *U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report*, 2004-5073, 54 pp.
- Daubechies, I. (1990). The wavelet transform, time-frequency localization and signal analysis. *IEEE Transactions on Information Theory*, 36(5), 961-1005.
- Davis, S.N., Fabryka-Martin, J. y Wolfsberg, L.E. (2004). Variations of bromide in potable ground water in the United States. *Ground Water*, 42(6), 902-909.
- Davis, S.N., Whittemore, D.O. y Fabryka-Martin, J. (1998). Uses of chloride/bromide ratios in studies of potable water. *Ground Water*, 36, 338-350.
- De Montety, V., Radakovitch, O., Vallet-Coulomb, C., Blavoux, B., Hermitte, D. y Valles, V (2008). Origin of groundwater salinity and hydrogeochemical processes in a confined coastal aquifer: case of the Rhône delta (Southern France). *Applied Geochemistry*, 23, 2337-2349.
- Del Hoyo, J., Elliott, A. y Sargatal, J. (1996). *Handbook of the Birds of the World, vol. 3: Hoatzin to Auks*. Lynx Edicions, Barcelona, España.
- DGOH-MOPU (1986). *Estudio de utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas en la cuenca del río Guadalhorce y Costa del Sol*. Informe técnico no. 2431 del Servicio Geológico.
- DHCMA (2015a). *Plan hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas 2015-2021*. Memoria. Junta de Andalucía, 359 pp.

- DHCMA (2015b). *Plan hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas 2015-2021*. Anejo IX: Recuperación de los costes de los servicios del agua. Junta de Andalucía, 56 pp.
- Díez-Garretas, B. (1977). *Flora y vegetación del litoral marino de las provincias de Málaga y Granada*. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga.
- Dinçer, T. (1968). The Use of Oxygen 18 and Deuterium Concentrations in the Water Balance of Lakes. *Water Resources Research*, 4(6), 1289-1306. DOI: <https://doi.org/10.1029/WR004i006p01289>
- Dixon, W. y Chiswell, B. (1992). The use of hydrochemical sections to identify recharge areas and saline intrusions in alluvial aquifers, southeast Queensland. *Australian Journal of Hydrology*, 130, 299-338.
- Domenico, P.A. y Schwartz, W. (1998). *Physical and chemical hydrogeology*, 2nd ed. John Wiley & Sons, Inc. 554 pp.
- Dooge, J. (1975). The water balance of bogs and fens. En: *UNESCO hydrology of marsh-ridden areas*. Proceedings of Minsk Symposium, 1972. The UNESCO Press, Paris, 233-271.
- Edmunds, W y Milne, C.J. *Palaeowaters in Coastal Europe: evolution of groundwater since the late Pleistocene*. Geological Society, Londres, Special Publications, 189, 71-92.
- EEA (2011). *Disasters in Europe: more frequent and causing more damage*. European Environment Agency. 6 pp.
- EEA (2018). *European waters: Assessment of status and pressures 2018*. European Environment Agency, report no 7/2018, 90 pp.
- El Moujabber, M., Bou Samra, B., Darwish, T. y Atallah, T. (2006). Comparison of different indicators for groundwater contamination by seawater intrusion on the Lebanese coast. *Water Resources Management*, 20, 161-180.
- EMASA (2019). Instalaciones depuradoras de aguas residuales. EDAR Guadalhorce. *Recurso Web*: https://www.emasa.es/?page_id=414

- Esterby, S.R. (1996). Review of methods for the detection and estimation of trends with emphasis on water quality applications. *Hydrological Processes*, 10(2), 127-149.
- Fadili, A., Mehdi, K., Riss, J., Najib, S., Makan, A. y Boutayab, K. (2015). Evaluation of groundwater mineralization processes and seawater intrusion extension in the coastal aquifer of Oulidia, Morocco: hydrochemical and geophysical approach. *Arabian Journal of Geosciences*, 8(10), 8567-8582.
- Farge, M. (1992). Wavelet transforms and their applications to turbulence. *Annual Review of Fluid Dynamics*, 24, 395-457.
- Fernández-Ayuso y Rodríguez-Rodríguez, M. (2018). Cálculo de parámetros hidrogeológicos mediante métodos de influencia mareal en el acuífero de arenas de Doñana (Huelva, Doñana). *Geogaceta*, 64, 51-54.
- Fernández-Ayuso, A., Aguilera, H., Guardiola-Albert, C., Rodríguez-Rodríguez, M., Heredia, J. y Naranjo-Fernández, N. (2019). Unraveling the hydrological behavior of a coastal pond in Doñana National Park (Southwest Spain). *Groundwater*, 57(6), 895-906.
- Ferris, J.G. (1952). Cyclic fluctuations of water level as a basis for determining aquifer transmissibility. *IAHS Publ.*, 33, 148-155. <https://pubs.er.usgs.gov/publication/70133368>
- Finch, J.W. (2001). A comparison between measured and modelled open water evaporation from a reservoir in south-east England. *Hydrological Processes* 15(14), 2771-2778.
- Fisher, R.S. y Mullican, W.F. (1997). Hydrochemical evolution of sodium-sulfate and sodium-chloride groundwater beneath the Northern Chihuahuan Desert, Trans-Pecos, Texas, USA. *Hydrogeology Journal*, 10, 445-474.
- Fontes, J.Ch., Yousefi, M. y Allison, G.B. (1986). Estimation of the long-term groundwater discharge in the Northern Sahara using stable isotope profiles in soil water. *Journal of Hydrology*, 86, 315-327.
- Foster, L.D. (2007). *Using frequency analysis to determine wetland hydroperiod*. Graduate Theses and Dissertations. University of South Florida, 120 pp.

- Freeze, R.A. y Cherry, J.A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, Vol. 7632, 604 pp.
- Gaillardet, J., Dupré, B, Louvat, P y Allègre, C.J. (1999). Global silicate weathering and CO₂ consumption rates deduced from the chemistry of large rivers. *Chemical Geology*, 159, 3-30.
- Gambero, L. (2015). *Estudio de las fuentes de contaminantes emergentes en la cuenca hidrográfica del río Guadalhorce*. Trabajo Fin de Grado, Universidad de Málaga, 49 pp.
- Gàmez, D. (2007). *Sequence stratigraphy as a tool for water resources management in alluvial coastal aquifers: application to the Llobregat delta (Barcelona, Spain)*. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Barcelona, 177 pp.
- García Aróstegui, Benavente, J. y Cruz, J.J. (2007). Río Vélez (M.A.S. 060.027). *Atlas hidrogeológico de la provincia de Málaga*. Durán, J.J. (coord.). Tomo II, 185-190. Diputación Provincial de Málaga, Instituto Geológico y Minero de España y Grupo de Hidrogeología de la Universidad de Málaga.
- García, M., Soto, F., González, J.M. y Bécares, E. (2008). A comparison of bacterial removal efficiencies in constructed wetlands and algae-based systems. *Ecological Engineering*, 32, 238-243.
- Garrido Schneider, E. (2003). Estado actual y evolución de la intrusión marina en los acuíferos costeros del litoral septentrional de Tarragona (España). En: *Tecnología de la intrusión de agua de mar en acuíferos costeros: países mediterráneos*. Madrid, 2003, 19-28.
- Garrido, M. y Alba, E. (2008). El presente agrídulce de la avifauna en el paraje natural de la desembocadura del río Guadalhorce. *Jábega*, 98. Centro de Ediciones de la Diputación de Málaga.
- Gat, J.R. y Dansgaard, W. (1972). Stable isotope survey of the fresh water occurrences in Israel and the northern Jordan Rift Valley. *Journal of Hydrology*, 16, 177-212.

- Gaucherel, C. (2002). Use of wavelet transform for temporal characterisation of remote watersheds. *Journal of Hydrology*, 269(3-4), 101-121.
- Ghabayen, S.M.S., McKee, M. y Kemblowsky, M. (2006). Ionic and isotopic ratios for identification of salinity sources and missing data in the Gaza aquifer. *Journal of Hydrology*, 318, 360-373.
- GHUMA-EMASA (1996). *Estudio hidrogeológico del Bajo Guadalhorce para la captación de agua salobre para la planta desaladora de Málaga*. Informe técnico, 86 pp.
- Giambastiani, B.M.S., Colombiano, N., Mastrocicco, M. y Fidelibus, M.D. (2013). Characterization of the lowland coastal aquifer of Comacchio (Ferrara, Italy): hydrology, hydrochemistry and evolution of the system. *Journal of Hydrology*, 501, 35-44. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.07.037>
- Gil-Márquez, J.M. (2018). *Caracterización hidrogeológica de humedales y manantiales salinos asociados a acuíferos kársticos evaporíticos del sector central del Subbético*. Tesis Doctoral, Universidad de Granada, 514 pp.
- Gonfiantini, R. (1986). Environmental Isotopes in Lake Studies. En: Fritz, P. y Fontes, J.C. (Eds.), *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry, Volume 2: The Terrestrial Environment B*, Elsevier, Amsterdam, 113-168.
- González Bernáldez, F. (1987). Las zonas encharcables: El marco conceptual. En: *Bases Científicas para la protección y Gestión de los humedales en España*. Real Academia de Ciencias Matemáticas, Físicas y Naturales, Madrid, 9-30.
- Grath, J., Scheidleder, A., Uhlig, S., Weber, K., Keimel, T. y Gruber, D. (2001). *The EU Water Framework Directive: statistical aspects of the identification of ground water pollution trends, and aggregation of monitoring results. Final report*. Austrian Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management, Vienna (Ref.: 41.046/01-IV1/00 and GZ 16 2500/2-I/6/00) and Grant Agreement Ref.: Subv 99/130794, European Commission, Brussels, 63 pp.
- Han, D.M., Song, X.F., Currell, M.J., Yang, J.L. y Xiao, G.Q. (2014). Chemical and isotopic constraints on evolution of groundwater salinization in the coastal plain aquifer of Laizhou Bay, China. *Journal of Hydrology*, 508, 12-27.

- Harbaugh, A.W. (1990). A Computer Program for Calculating Subregional Water Budgets Using Results from the U.S. Geological Survey Modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model. *U.S. Geological Survey Open-File Report*, 90-392.
- Harbaugh, A.W. (2005). MODFLOW-2005, the U.S. Geological Survey modular ground-water model-The ground-water flow process. *US Geological Survey Techniques and Methods*, 6-A16.
- Hargreaves, G.H. y Samani, Z.A. (1985). Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, 1, 96-99.
- Haslam, S.M. (1973). The management of British wetlands. II: conservation. *Journal of Environmental Management*, 1, 345-361.
- Haslam, S.M. (1978). *River Plants*. Cambridge University Press.
- Healy, R.W., Winter, T.C., LaBaugh, J.W. y Franke, O.L. (2007). Water budgets: Foundations for effective water-resources and environmental management. *U.S. Geological Survey Circular*, 1308, 90 pp.
- Hem, J.D. (1985). Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. *US Geological Survey Water Supply Paper* 2254.
- Hirsch, R.M., Alexander, R.B. y Smith, R.A. (1991). Selection of methods for the detection and estimation of trends in water quality. *Water Resources Research*, 27(5), 803-813.
- Hirsch, R.M., Slack, J.R. y Smith, R.A. (1982). Techniques of trend analysis for monthly water-quality data. *Water Resources Research*, 18, 107-121.
- Hood, J.L., Roy, J.W. y Hayashi, M. (2006). Importance of groundwater in the water balance of an alpine headwater lake. *Geophysical Research Letters*, 33, 5 pp. DOI: [10.1029/2006GL026611](https://doi.org/10.1029/2006GL026611)
- IGME (1977). *Síntesis hidrogeológica del Bajo Guadalhorce (Málaga)*. 3 volúmenes.
- IGME (1978). *Mapa geológico de España Escala 1:50.000*. Segunda serie. Primera edición. Instituto Geológico y Minero de España.

- IGME (1981). *Investigación hidrogeológica de la cuenca del Ebro*. Informe técnico nº 5. Estudio hidrogeológico del Sistema Acuífero nº 60 (Curso bajo y delta del Ebro). 164 pp.
- IGME (1983). *Investigación hidrogeológica de las cuencas del sur de España (sector occidental)*. Informe técnico nº 5. Sistema Acuífero nº 37 (Detritico de Málaga). Instituto Geológico y Minero de España. 130 pp.
- IGME-Junta de Andalucía (1998). *Atlas hidrogeológico de Andalucía*. Instituto Geológico y Minero de España, Junta de Andalucía. 216 pp.
- IGME (2002). *Estudio hidrogeológico de la unidad vega media y baja del Segura*. Tomo I. Memoria. 316 pp.
- INE (2018). *Cifras oficiales de población de los municipios españoles. Revisión del Padrón Municipal (01/01/2018)*. Instituto Nacional de Estadística.
- INECO (2007). *Estudio hidrogeológico y modelo de simulación del flujo subterráneo para el análisis de posibles afecciones producidas por las actuaciones previstas en el Plan Málaga*. Informe técnico, 172 pp.
- Intecsa-Inima (2004). *Asistencia técnica para la realización del estudio de utilización conjunta de los recursos hídricos superficiales y subterráneos de la cuenca del río Guadalhorce*. Informe técnico, 474 pp.
- ITGE (1990). *Planas de Castellón y Sagunto*. Serie: Manuales de utilización de acuíferos. Ed.: López Geta *et al*.
- ITGE (1996). *Investigación hidrogeológica para apoyo a la gestión hidrológica en el Bajo Guadalhorce (Cuenca del Sur de España, Málaga)*. Tomo I. Base hidrogeológica. Instituto Tecnológico Geominero de España, 178 pp.
- Jenkins, G.M. y Watts, D.G. (1968). *Spectral Analysis and its Applications*. Holden Day, 525 pp.
- Jiménez-Martínez, J. y Custodio, E. (2008). El exceso de deuterio en la lluvia y en la recarga a los acuíferos en el área circum-mediterránea y en la costa mediterránea Española. *Boletín Geológico y Minero*, 119(1), 21-32.
- Johnsgard, P.A. (1981). *The plovers, sandpipers and snipes of the world*. University of Nebraska Press, Lincoln, U.S.A. and London.

- Johnston, C.A., Detenbeck, N.E. y Niemi, G.L. (1990). The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity. A landscape approach. *Biogeochemistry*, 10 (2), 105-141.
- Jorgensen, N.O. (2002). Origin of shallow saline groundwater on the Island of Læsø, Denmark. *Chemical Geology*, 184(3), 359-370.
- Kalbus, E., Reinstorf, F. y Schirmer, M. (2006). Measuring methods for groundwater-surface water interactions: a review. *Hydrology and Earth System Sciences*, 10, 873-887.
- Kang, S. y Lin, H. (2007). Wavelet analysis of hydrological and water quality signals in an agricultural watershed. *Journal of Hydrology*, 338, 1-14.
- Karim, M.R., Manshadi, F.D., Karpiscak, M.M y Gerba, C.P. (2004). The persistence and removal of enteric pathogens in constructed wetlands. *Water Research*, 38, 1831-1837.
- Katz, B.G., Coplen, T.B., Bullen, T.D. y Davis, J.H. (1997). Use of Chemical and Isotopic Tracers to Characterize the Interactions Between Ground Water and Surface Water in Mantled Karst. *Groundwater*, 35(6), 1014-1028. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1997.tb00174.x>
- Kendall, C., McDonnell, J.J., Sklash, M.G. y Bullen, T.D. (1995). Isotope Tracers of Water and Solute Sources in Catchments. En: Trudgill, S.T. *Solute Modeling in Catchment Systems*, John Wiley & Sons Ltd., 261-303.
- Kendall, M.G. (1975). *Rank Correlation Methods*. 4th Ed. Charles Griffin, London.
- Keijman, J.Q. y Koopmans, R.W.R. (1973). A comparison of several methods of estimating the evaporation of Lake Flevo. *International Association of Hydrological Sciences*, 109, 225-232.
- Khairy, H., y Janardhana, M.R. (2013). Hydrogeochemical features of groundwater of semi-confined coastal aquifer in Amol-Ghaemshahr plain, Mazandaran Province, Northern Iran. *Environmental Monitoring Assessment*, 185(11), 9237-9264.
- Kim, Y., Lee, K.S., Koh, D.C., Lee, D.H., Lee, S.G., Park, W.B., Koh, G.W. y Woo, N.C. (2003). Hydrogeochemical and isotopic evidence of groundwater

- salinization in a coastal aquifer: a case study in Jeju volcanic island, Korea. *Journal of Hydrology*, 270, 282-294.
- Krabbenhoft, D.P., Bowser, C.J., Anderson, M.P. y Valley, J.W. (1990). Estimating groundwater exchange with lakes 1. The stable isotope mass balance method. *Water Resources Research*, 26, 2445-2453. <http://dx.doi.org/10.1029/WRO26i010p02445>
- Krabbenhoft, D.P., Bowser, C.J., Kendall, C. y Gat, J.R. (1994). Use of oxygen-18 and deuterium to assess the hydrology of groundwater-lake systems. En: Baker, L.A. (Ed.). *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs*. American Chemical Society, Washington, D.C., 67-90.
- Kumar, P. y Foufoula-Georgiou, E. (1993). A multicomponent decomposition of spatio-temporal rainfall fields. Segregation of large and small scale features using wavelet transform. *Water Resources Research*, 29(8), 2515-2532.
- Kuniansky, E.L. (2016). Custom Map Projections for Regional Groundwater Models. *Groundwater*, 55(2), 255-260.
- La Vigna, F., Demiray, Z., y Mazza, R. (2014). Exploring the use of alternative groundwater models to understand the hydrogeological flow processes in an alluvial context (Tiber River, Rome, Italy). *Environmental Earth Sciences*, 71(3), 1115-1121.
- Labat, D. (2005). Recent advances in wavelet analyses: Part I. A review of concepts. *Journal of Hydrology*, 314, p. 275-288.
- LaBaugh, J.W. (1986). Wetland ecosystem studies from a hydrologic perspective. *Water Resources Bulletin*, 22, 1-10.
- LaBaugh, J.W., Winter, T.C., Rosenberry, D.O., Schuster, P.F., Reddy, M.M. y Aiken, G.R. (1997). Hydrological and chemical estimates of the water balance of a closed-basin lake in north central Minnesota. *Water Resources Research*, 33(12), 2799-2812.
- Lamastra, L., Balderacchi, M. y Trevisan, M. (2016). Inclusion of emerging organic contaminants in groundwater monitoring plans. *MethodsX*, 3, 459-476. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mex.2016.05.008>

- Larocque, M., Mangin, A., Razack, M. y Banton, O. (1998). Contribution of correlation and spectral analysis to the regional study of a large karst aquifer (Charente, France). *Journal of Hydrology*, 205, 217-231.
- LaSage, D., Sexton, J., Mukherjee, A., Fryar, A. y Greb, S. (2008). Groundwater discharge along a channelized Coastal Plain stream. *Journal of Hydrology*, 360, 252-264.
- Lee, J.Y. y Lee, K.K. (2003). Viability of natural attenuation in a petroleum-contaminated shallow Sandy aquifer. *Environmental Pollution*, 126, 201-212.
- Lee, J.Y. y Song, S.H. (2007). Groundwater chemistry and ionic ratios in a western coastal aquifer of Buan, Korea: Implication for seawater intrusion. *Geosciences Journal*, 11(3), 259-270.
- Lekula, M. y Lubczynski, M.W. (2019). Use of remote sensing and long-term in-situ time-series data in an integrated hydrological model of the Central Kalahari Basin, Southern Africa, *Hydrogeology Journal*, 27, 1541-1562. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10040-019-01954-9>
- Linares, L., López-Geta, J.A. y Rivera, A. (1983). Degradación de la calidad del agua del acuífero aluvial del Bajo Guadalhorce (Málaga). *III Simposio de Hidrogeología*, 8, 335-364.
- Linares, L., López-Geta, J.A. y Parra y Alfaro, J.L. (1988). Acuífero detrítico del Bajo Guadalhorce. *TIAC '88, Tecnología de la intrusión en acuíferos costeros*, Almuñécar (Granada), 287-315.
- Linares, L., López Arechavala, G., López-Geta, J.A. y Rubio, J.C. (1995). Definición geométrica de los acuíferos plio-cuaternarios del valle Bajo del Guadalhorce (Málaga). *VI Simposio de Hidrogeología*, Sevilla, 19, 435-447.
- Llamas, M., Vadillo, I., Candela, I., Jiménez, P., Corada, C. y Castro, A.F. (2020). Screening and distribution of contaminants of emerging concern and regulated organic pollutants in the heavily modified Guadalhorce River Basin, Southern Spain. *Water*, 12, 3012. DOI: <https://doi.org/10.3390/w12113012>

- Llamas, M.R. (1982). Notas sobre peculiaridades de los sistemas hídricos de las zonas húmedas. En: *Las Zonas Húmedas de Andalucía*. Dirección General de Medio Ambiente, MOPU, Madrid, 77-85.
- Lucena, J. y Carrasco, F. (2000). *Supervisión de las actuaciones realizadas en relación con el Proyecto de Adecuación del tramo bajo del río Guadalhorce (Málaga)*. Informe técnico inédito.
- Madan Kumar, J., Kamii, Y. y Chikamori, K. (2003). On the Estimation of Phreatic Aquifer Parameters by the Tidal Response Technique. *Water Resources Management*, 17(1), 69-88.
- MADECA (2014). *Mapa de la comarca del Valle del Guadalhorce*. Madeca Málaga Desarrollo y Calidad. Recurso web: <http://fundacionmadeca.es/index.php>
- Madge, S. y Burn, H. (1988). *Wildfowl*. Christopher Helm, London.
- Madroño, A., González, C. y Atienza, J.C. (2004). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Magaritz, M., Nadler, A., Koyumdjisky, H. y Dan, N. (1981). The use of Na/Cl ratio to trace solute sources in a semiarid zone. *Water Resources Research*, 17, 602-608.
- Mangin, A. (1984). Pour une meilleure connaissance des systèmes hydrologiques à partir des analyses corrélatoires et spectrales. *Journal of Hydrology*, 67, 25-43.
- Mann, H.B. (1945). Nonparametric Tests Against Trend. *Econometrica*, 13, 245-259.
- MAPA (2004). *Evaluación de la zona regable del valle del Guadalhorce (Málaga)*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 61 pp.
- Martín Arias, J., Martínez Santos, P. y Andreo, B. (2020). Modelling the effects of climate change and population growth in four intensively exploited Mediterranean aquifers. The Mijas range, Southern Spain. *Journal of Environmental Management*, 232, 110316. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110316>

- Martínez Santos, P., Martínez-Alfaro, P.E., Sanz, E. y Galindo, A. (2010). Daily scale modelling of aquifer-river connectivity in the urban alluvial aquifer in Langreo, Spain. *Hydrogeology Journal*, 18, 1525-1537.
- Más-Pla, J., Menció, A. y Marsínach, A. (2013). Basement groundwater as a complementary resource for overexploited stream-connected alluvial aquifers. *Water Resources Management*, 27(1), 293-308.
- Massei, N., Dupont, J.P., Mahlet, B.J., Laignel, B., Fournier, M., Valdes, D. y Ogier, S. (2006). Investigating transport properties and turbidity dynamics of a karst aquifer using correlation, spectral, and wavelet analyses. *Journal of Hydrology*, 329, 244-257. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2006.02.021](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.02.021)
- Matamoros, V., García, J. y Bayona, J.M. (2008). Organic micropollutant removal in a full-scale Surface flow constructed wetland fed with secondary effluent. *Water Research*, 42, 653-660.
- Max, J. (1980). *Méthodes et techniques du traitement du signal et applications aux mesures physiques*. Masson, Paris, 379 pp.
- Menció, A., Casamitjana, X., Más-Pla, J., Coll, N., Compte, J., Martinoy, M., Pascual, J. y Quintana, X.D. (2017). Groundwater dependence of coastal lagoons: The case of La Pletera salt marshes (NE Catalonia). *Journal of Hydrology*, 552, 793-806.
- Méndez, A., Padilla, F., Rodríguez, J.A., Fernández, R. y Juncosa, R. (2003). Modelo numérico para la hidrología subterránea y superficial del aluvial costero del Bajo Guadalhorce – Málaga, España. *Tecnología de la intrusión de agua de mar en acuíferos costeros: países mediterráneos*. Madrid, 2003, 213-223.
- Mendizábal, I., Baggelaar, P.K. y Stuyfzand, P.J. (2012). Hydrochemical trends for public supply well fields in the Netherlands (1898-2008), natural backgrounds and upscaling to groundwater bodies. *Journal of Hydrology*, 450-451, 279-292.
- Meybeck, M. (1987). Global chemical weathering of surficial rocks estimated from river dissolved loads. *American Journal of Science*, 287, 401-428.

- Middleton, B.A. (1999). *Wetland restoration, Flood Pulsing and Disturbance Dynamics*. John Wiley and Sons Inc., New York, NY, 388 pp.
- Ministerio de Medio Ambiente (2007). *Precios y costes de los servicios del agua en España. Informe integrado de recuperación de costes de los servicios del agua en España*. 240 pp.
- MITECO (2019). *Inventario Español de Zonas Húmedas (IEZH)*. Ministerio para la Transición Ecológica. Recurso web: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/inventario_esp_zonas_humedas.aspx
- Mitsch, W.J. y Gosselink, J.G. (2015). *Wetlands*. Quinta edición. John Wiley & Sons, 747 pp.
- Mon, R. (1971). Estudio geológico del extremo occidental de los Montes de Málaga y de la Sierra de Cártama (Prov. De Málaga). *Boletín Geológico y Minero*, 82-83, 132-146.
- Monteith, J.L. (1965). Evaporation and the Environment. En: *The State and Movement of Water in Living Organisms. XIXth Symposium. Soc. For exp. Biol.*, Swansea. Cambridge University Press, 205-234.
- Monteith, J.L. (1981). Evaporation and surface temperature. *Quarterly J. Royal Meteorological Society*, 107, 1-27.
- Morlet, J., Arens, G., Fourgeau, I. y Giard, D. (1982). Wave propagation and sampling theory. *Geophysics*, 47, 203-236.
- Mtoni, Y., Mjemah, I.C., Bakundukize, C., Camp, M.V., Martens, K. y Walraevens, K. (2013). Saltwater intrusion and nitrate pollution in the coastal aquifer of Dar es Salaam, Tanzania. *Environmental Earth Sciences*, 70, 1091-1111.
- Mudarra, M. (2012). *Importancia relativa de la zona no saturada y zona saturada en el funcionamiento hidrogeológico de los acuíferos carbonáticos. Caso de la Alta Cadena, Sierra de Enmedio y área de Los Tajos (provincia de Málaga)*. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga, 569 pp.
- Mudarra, M. y Andreo, B. (2009). *Definición del contexto hidrológico e hidrogeológico de la laguna de Los Prados (Málaga)*. Informe técnico, 72 pp.

- Mudarra, M., Hartmann, A. y Andreo, B. (2019). Combining Experimental Methods and Modeling to Quantify the Complex Recharge Behavior of Karst Aquifers. *Water Resources Research*, 55(2), 1384-1404. DOI: <https://doi.org/10.1029/2017WR021819>
- Najib, S., Fadili, A., Mehdi, K., Riss, J. y Makan, A. (2017). Contribution of hydrochemical and geoelectrical approaches to investigate salinization process and seawater intrusion in the coastal aquifers of Chaouia, Morocco. *Journal of Contaminant Hydrology*, 198, 24-36. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jconhyd.2017.01.003>
- Naranjo, R.C., Welborn, T.L., y Rosen, M.R. (2013). The distribution and modeling of nitrate transport in the Carson Valley alluvial aquifer, Douglas County, Nevada. *US Geological Survey Scientific Investigations Report*, 2013–5136, 51 p.
- Nasher, G., Al-Sayyaghi, A. y Al-Matary, A. (2013). Identification and evaluation of the hydrogeochemical processes of the lower part of Wadi Siham catchment area, Tihama plain, Yemen. *Arabian Journal of Geosciences*, 6(6), 2131-2146.
- Négrel, Ph., Petelet-Giraud, E., Barbier, K. y Gautier, E. (2003). Surface water-groundwater interactions in an alluvial plain: chemical and isotopic systematics. *Journal of Hydrology*, 277, 248-267.
- Nieto, J.M. (2014). *Caracterización hidrológica de humedales de la Desembocadura del Guadalhorce (Málaga)*. Trabajo Fin de Grado, Universidad de Málaga, 73 pp.
- Nieto, J.M. (2015). *Caracterización hidrológica e hidrogeológica de los humedales de la Desembocadura del Guadalhorce (Málaga)*. Trabajo Fin de Máster, Universidad de Málaga, 158 pp.
- Nieto, J.M., Andreo Navarro, B. y Mudarra Martínez, M. (2016). Estimación de parámetros hidrogeológicos en los acuíferos costeros del Bajo Guadalhorce (Málaga) mediante el análisis de la influencia de las mareas. *Geogaceta*, 59, 39-42.
- Nieto, J.M., Barberá, J.A., Andreo, B., Ramírez-González, J.M. y Rendón-Martos, M. (2020). Hydro-environmental changes assessment after Guadalhorce

- River mouth channelization. An example of hydromodification in southern Spain. *Catena*, 189, 104461. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104461>
- Nieto-Caldera, J.M., Conde, R.M., Arrebola Bautista, M.A. y Flores Moya, A. (1997). New records of aquatic macrophytes from wetlands of the province of Málaga. *Acta Botanica Malacitana*, 22, 247-248.
- Obst, C., Hein, L. y Edens, B. (2016). National Accounting and the Valuation of Ecosystem Assets and Their Services. *Environmental and Resource Economics*, 64, 1-23. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10640-015-9921-1>
- Oron, G. (2001). *Management of Effluent Reclamation via Soil-Aquifer-Treatment Procedures*. WHO Expert consultation on Health Risks in Aquifer Recharge by Recycled Water. Budapest, 8-9 November.
- Padilla, F., Méndez, A., Fernández, R. y Vellando, P.R. (2008). Numerical modelling of surfacewater/groundwater flows for freshwater/saltwater hydrology: the case of the alluvial coastal aquifer of the Low Guadalhorce River, Malaga, Spain. *Environmental Geology*, 55, 215-226. DOI: [10.1007/s00254-007-0977-2](https://doi.org/10.1007/s00254-007-0977-2)
- Parkhurst, D.L., Kipp, K.L., Engesgaard, P. y Charlton, S.R. (2004). PHAST – A program for simulating ground-water flow, solute transport and multicomponent geochemical reactions. *US Geological Survey Techniques and Methods*, 6-A8, 154 pp.
- Penman, H.L. (1948). Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society of London A*, 193, 120-145.
- Penman, H.L. (1956). Evaporation: An introductory survey. *Netherlands Journal of Agricultural Sciences*, 4, 9-29.
- Perles, M.J., Cabello, J., López, C., Vallejo, J.A. y Vías, J.M. (1999a). Evolución de las relaciones hombre-medio en la desembocadura del Guadalhorce. *Jábega*, 80. Centro de Ediciones de la Diputación de Málaga.
- Perles, M.J., Cabello, J., López, C., Vallejo, J.A. y Vías, J.M. (1999b). El problema inundación/ocupación en el Bajo Guadalhorce. *Jábega*, 81. Centro de Ediciones de la Diputación de Málaga.

- Perles, M.J., Cabello, J., López, C., Vallejo, J.A. y Vías, J.M. (1999c). Propuestas de ordenación para la zona del Bajo Guadalhorce. Proyecto de encauzamiento. *Jábega*, 82. Centro de Ediciones de la Diputación de Málaga.
- Petalas, C.P. (2013). A preliminary assessment of hydrogeological features and selected anthropogenic impacts on an alluvial fan aquifer system in Greece. *Environmental Earth Sciences*, 70, 439-452. DOI: [10.1007/s12665-012-2138-5](https://doi.org/10.1007/s12665-012-2138-5)
- Petrie, B., Barden, R. y Kasprzyk-Hordern, B. (2015). A review on emerging contaminants in wastewaters and the Environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Research*, 72, 3-27. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.053>
- Puertes, C. y Francés, F. (2016). The 1957 Valencia flood: hydrological and sedimentological reconstruction and comparison to the current situation. *Ingeniería del Agua*, 20(4), 181-199. DOI: [10.4995/la.2016.4772](https://doi.org/10.4995/la.2016.4772)
- Puertos del Estado (2019). Oceanografía: predicción, tiempo real y clima. <http://www.puertos.es/en-us/oceanografia/Pages/portus.aspx>
- Pulido-Leboeuf, P., Pulido-Bosch, A., Calvache, M.L., Vallejos, A. y Andreu, J.M. (2003). Strontium, $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ and $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ ratios as tracers for the evolution of seawater into coastal aquifers: the example of Castell de Ferro aquifer (SE Spain). *Comptes Rendus Geoscience*, 14, 1039-1048. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.crte.2003.08.004>
- Quintana, X.D., Moreno-Amich, R. y Comín, F.A. (1998). Nutrient and plankton dynamics in a Mediterranean salt marsh dominated by incidents of flooding. Part 1. Differential confinement of nutrients. *Journal of Plankton Research*, 20, 2089-2107.
- Rebollo, A.M. (2007). *Análisis de los niveles piezométricos en el complejo lagunar Charco del Toro-Laguna de Santa Olalla del Parque Nacional de Doñana*. Diploma de Estudios Avanzados, Trabajo de Investigación. Universidad de Sevilla, 76 pp.
- Rebollo, A.M., Mediavilla, C., Ruiz, F. y Díaz, A.F. (2008). Análisis de la influencia de los bombeos de Matalascañas en el complejo lagunar Charco del Toro-

- Laguna de Santa Olalla, Parque Nacional de Doñana (Huelva). En: López-Geta, J.A.; Rubio, J.C. y Martín-Machuca, M. (Eds.) *VII Simposio del Agua en Andalucía*. IGME, 655-664.
- REDIAM (2018). *Red de Información Ambiental de Andalucía*. Recurso web: <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam>
- Revelle, R. (1941). Criteria for recognition of the sea water in ground-waters. *Transactions of the American Geophysical Union*, 22(3), 593-597.
- Rodríguez, J. (2016). *Ecología*. 4ª edición. Ediciones Pirámide, 504 pp.
- Roscoe Moss (1990). *Handbook of Ground Water Development*. John Wiley and Sons, N.Y., 276-312.
- Rosenberry, D.O., Stannard, D.I., Winter, T.C. y Martinez, M.L. (2004). Comparison of 13 equations for determining evapotranspiration from a prairie wetland, Cottonwood Lake area, North Dakota, USA. *Wetlands*, 24(3), 483-497.
- Rosenberry, D.O., Winter, T.C., Buso, D.C. y Likens, G.E. (2007). Comparison of 15 evaporation methods applied to a small mountain lake in the northeastern USA. *Journal of Hydrology*, 340(3-4), 149-166.
- Rosenberry, D.O. y LaBaugh, J.W. (2008). Field techniques for estimating water fluxes between surface water and ground water. *U.S. Geological Survey Techniques and Methods*, 4-D2, Denver, 132 pp.
- Rosenberry, D.O. y Hayashi, M. (2013). Assessing and Measuring Wetland Hydrology. En: Anderson, J.T. y Davis, C.A. (Eds.), *Wetland Techniques. Volume 1. Foundations*, 87-226.
- Rosenberry, D.O., Lewandowski, J., Meinikmann, K. y Nützmán, G. (2015). Groundwater – the disregarded component in lake water and nutrient budgets. Part 1: effects of groundwater on hydrology. *Hydrological Processes*, 29, 2895-2921. DOI: [10.1002/hyp.10403](https://doi.org/10.1002/hyp.10403)
- Sala, L., Romero de Tejada, S., Huguet, A. y Marqués, E. (2001). El proyecto de reutilización de aguas para usos ambientales en la laguna del Cortalet, Empuriabrava. “La gestión del agua en los Aiguamolls”. En: *Doñana 2005*:

- Segunda reunión internacional de expertos en la regeneración hídrica de Doñana*. Huelva, 26-28 de noviembre de 2001.
- Sami, K. (1992). Recharge mechanisms and geochemical processes in a semi-arid sedimentary basin, Eastern Cape, South Africa. *Journal of Hydrology*, 139, 27-48.
- Sánchez, D. (2010). *Aplicación de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE en la cuenca hidrográfica del Río Guadalhorce (Málaga). Caracterización inicial*. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga, 493 pp.
- Sánchez-Martos, F., Pulido-Bosch, A., Molina-Sánchez, L. y Vallejos, A. (2002). Identification of the origin of salinization in groundwater using minor ions (Lower Andarax, Southeast Spain). *Science of the Total Environment*, 297, 43-58.
- Sánchez-Úbeda, J.P., Calvache Quesada, M.L., Duque, C. y López Chicano, M. (2013b). Cálculo de parámetros hidrogeológicos por influencia de la marea a diferentes profundidades en la zona de descarga del acuífero costero Motril-Salobreña (Granada). *Geogaceta*, 54, 131-134.
- Sánchez-Úbeda, J.P., Calvache Quesada, M.L., López Chicano, M., Duque, C. y Martín Rosales, W. (2013a). Influencia de las mareas en las medidas de piezometría de la zona de descarga del acuífero costero Motril-Salobreña (Granada). *Geogaceta*, 53, 121-124.
- Sanz de Galdeano, C. y López Garrido, A.C. (1991). Tectonic evolution of the Málaga Basin (Betic Cordillera). Regional implications. *Geodinamica Acta*, 5(3), 173-186.
- Schoof, R. (1980). Environmental impact of channel modification. *Journal of American Water Resources Association*, 16(4), 697-701.
- Sen, P.K. (1968). Estimates of the regression coefficient based on Kendall's Tau. *Journal of American Statistical Association*, 63, 1379-1389.
- Senciales, J.M. (2007). El clima en la provincia de Málaga. *Atlas hidrogeológico de la provincia de Málaga*. Durán, J.J. (coord.). Tomo I, 49-58. Diputación

- Provincial de Málaga, Instituto Geológico y Minero de España y Grupo de Hidreogeología de la Universidad de Málaga. Madrid (España).
- Serrano, V.L., Mateios, V.L. y García, J.A. (1999). Trend analysis of monthly precipitation over the Iberian Peninsula for the period 1921-1995. *Physics and Chemistry of the Earth (B)*, 42 (2), 85-90.
- Shankman, D. (1996). Channelization and Changing Vegetation Patterns in the U.S. Coastal Plain. *Geographical Review*, 86 (2), 216-232.
- Simenstad, C., Reed, D. y Ford, M. (2006). When is restoration not? Incorporating landscape-scale processes to restore self-sustaining ecosystems in coastal wetland restoration. *Ecological Engineering*, 26, 27-39.
- Snow, D.W. y Perris, C.M. (1998). *The Birds of the Western Palearctic, Volume 1: Non-Passerines*. Oxford University Press, Oxford.
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. y Miller, H.L. (2007). *Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- Somay, M.A. y Gemici, U. (2009). Assessment of the Salinization Process at the Coastal Area with Hydrogeochemical Tools and Geographical Information Systems (GIS): Selçuk Plain, Izmir, Turkey. *Water, Air & Soil Pollution*, 201, 55-74.
- Sophocleus, M. (2002). Interactions between groundwater and Surface water – The state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10, 52-67.
- Souch, C., Grimmond, C.S.B. y Wolfe, C.P. (1998). Evapotranspiration rates from wetlands with different disturbance histories: Indiana Dunes National Lakeshore. *Wetlands*, 18(2), 216-229.
- Srinivasamoorthy, K., Gopinath, M., Chidambaram, S., Vasanthavigar, M. y Sarma, V.S. (2014). Hydrochemical characterization and quality appraisal of groundwater from Pungar sub basin, Tamilnadu, India. *Journal of King Saud University*, 26(1), 37-52.

- SURGE (1995). *Informe complementario al “Estudio de Impacto Ambiental de la adecuación del Curso Bajo del Río Guadalhorce”*. Estudios Hidráulicos e Hidrológicos, S.L.
- Stewart, M.K. (1975). Stable isotope fractionation due to evaporation and isotopic exchange of falling waterdrops: Applications to atmospheric processes and evaporation of lakes. *Journal of Geophysical Research*, 80, 1133.
- Swales, S. (1980). *Investigations into the effects of river channel works on the ecology of fish populations*. Tesis Doctoral, Liverpool University.
- Swales, S. (1982). Environmental effects of river channel works used in land drainage improvements. *Journal of Environmental Management*, 14, 103-126.
- Switzman, H., Coulibaly, P., y Adeel, Z. (2015). Modeling the impacts of dryland agricultural reclamation on groundwater resources in Northern Egypt using sparse data. *Journal of Hydrology*, 520, 420-438.
- Thornthwaite, C.W. (1948). An approach toward rational classification of climate. *Geographical Review*, 38(1), 55-94.
- Tijani, M.N. (2004). Evolution of saline waters and brines in the Benue-Trough, Nigeria. *Applied Geochemistry*, 19, 1355-1365.
- Tockner, K., Bunn, S., Gordon, C., J. Naiman, R., P. Quinn, G. y A. Stanford, J. (2008). Flood plains: critically threatened ecosystems. En: *Aquatic ecosystems: Trends and global prospects*, 45-61. DOI: [10.1017/CBO9780511751790.006](https://doi.org/10.1017/CBO9780511751790.006)
- Todd, D.K. (1980). *Groundwater Hydrology*. John Wiley and Sonds, Inc., N.Y., 535 pp.
- Torres-Esquivias, J.A. y Arenas, R. (1985). La población de malvasía en las zonas húmedas del sur de Córdoba. *Oxyura*, 2(1), 121-125.
- Tóth, J. (1963). A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins. *Journal of Geophysic Research*, 68, 4795-4812.
- Urresti, B. (2016). *Implementación de la Directiva de Aguas Subterráneas (2006/118/CE) en la cuenca hidrográfica del río Guadalhorce*. Aplicación de

- técnicas estadísticas e isotópicas*. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga, 264 pp.
- Urresti, B. Vadillo, I., Morell, I. y Carrasco, F. (2012). Estudio de la contaminación por plaguicidas en aguas subterráneas de la cuenca del río Guadalhorce en el marco de la Directiva 2006/118/CE. *Simposio del Agua en Andalucía*, Cádiz, 2012, 863-873.
- Urresti, B., Vadillo, I., Jiménez, P., Soler, A., Sánchez, D. y Carrasco, F. (2015). Application of stable isotopes ($\delta^{34}\text{S-SO}_4$, $\delta^{18}\text{O-SO}_4$, $\delta^{15}\text{N-NO}_3$, $\delta^{18}\text{O-NO}_3$) to determine natural background and contamination sources in the Guadalhorce River Basin (southern Spain). *Science of the Total Environment*, 506-507, 46-57. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.090>
- USEPA (2007). *National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Hydromodification*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- Vadillo, I., Carrasco, F. y Sánchez, D. (2007a). Bajo Guadalhorce (M.A.S. 060.037). *Atlas hidrogeológico de la provincia de Málaga*. Durán, J.J. (coord.). Tomo II, 179-184. Diputación Provincial de Málaga, Instituto Geológico y Minero de España y Grupo de Hidrogeología de la Universidad de Málaga.
- Vadillo, I., Benavente, J., El Mabrouki, K., Carrasco, F., López, V. y García Aróstegui, J.L. (2007b). Distribution of Nitrogen species and evidence of denitrification in the Velez River aquifer (South of Spain). En: *Water Pollution in natural Porous media at different scales. Assessment of fate, impact and indicators*. Instituto Geológico y Minero de España Madrid, 2007.
- Vadillo, I., Candela, L., Jiménez, P., Urresti, B. y Corada, C. (2016). Estudio de contaminantes emergentes en acuíferos detríticos de la cuenca hidrográfica del río Guadalhorce (Málaga). En: *Las aguas subterráneas y la planificación hidrológica. Congreso hispano-luso. AIH-GE*. Madrid, noviembre 2016.
- Vadillo, I., Jiménez, P., Aranda, J.L., Denguir, F., Luque, J.A. y Benavente, J. (2018). Presencia y distribución de contaminantes emergentes en cuatro

- cuencas antropizadas del sur de la Península Ibérica. En: *Agua subterránea, medio ambiente, salud y patrimonio. Congreso Ibérico AIH-GE*, Salamanca, noviembre 2018.
- Vengosh, A. y Rosenthal, E. (1994). Saline groundwater in Israel: its bearing on the water crisis in the country. *Journal of Hydrology*, 156, 389-430.
- Vengosh, A., Spivack, A.J., Artzi, Y. y Ayalon, A. (1999). Geochemical and boron, strontium and oxygen isotopic constraints on the origin of the salinity in groundwater from the Mediterranean coast of Israel. *Water Resources Research*, 35, 1877-1894.
- Wanda, E., Monjerezi, M., Mwatseteza, J.F. y Kazembe, L.N. (2011). Hydrogeochemical appraisal of groundwater quality from weathered basement aquifers in Northern Malawi. *Physics and Chemistry of the Earth A/B/C*, 36(14), 1197-1207.
- Werner, A.D., Bakker, M., Post, V.E.A., Vandenbohede, A., Lu, C., Ataie-Ashtiani, B., Simmons, C.T. y Barry, D.A. (2013). Seawater intrusion processes, investigation and management: recent advances and future challenges. *Advances in Water Resources*, 51, 3-26.
- Westbrook, S.J., Rayner, J.L., Davis, G.B., Clement, T.P., Bjerg, P.L. y Fisher, S.K. (2005). Interaction between shallow groundwater, saline surface water and contaminant discharge at a seasonally and tidally forced estuarine boundary. *Journal of Hydrology*, 302, 255-269.
- Wetzel, R.G. (2001). *Limnology*. 3rd edition.
- Whittemore, D.O. (1988). Bromide as a tracer in ground-water studies: geochemistry and analytical determination. *Proceeding of the Ground Water Geochemical Conference*. Denver National Water Well Association, Dublin, OH, 339-360.
- Wilcock, D. (1991). Environmental Impacts of Channelization on the River Main, County Antrim, Northern Ireland. *Journal of Environmental Management*, 32, 127-143. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(05\)80029-5](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(05)80029-5)

- Winston, R.B. (2009). ModelMuse – A graphical user interface for MODFLOW-2005 and PHAST. *U.S. Geological Survey Techniques and Methods*, 6-A29, 52 pp.
- Winter, T.C. (1981). Effects of the water table configuration in seepage through lake beds. *Limnology and Oceanography*, 26, 925-934.
- Winter, T.C. (2001). The concept of hydrological landscapes. *Journal of the American Water Resources Association*, 37(2), 335-349.
- Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L. y Alley, W.M. (1999). Groundwater and Surface Water. A Single Resource. *U.S. Geological Survey Circular*, 1139, 87 pp.
- Woessener, W.W. (2000). Stream and fluvial plain ground water interactions: rescaling hydrogeologic thought. *Groundwater*, 38(3), 423-429.
- Yamanaka, M. y Kumagai, Y. (2006). Sulfur isotope constraint on the provenance of salinity in a confined aquifer system of the southwestern Nobi Plain, central Japan. *Journal of Hydrology*, 325, 35-55.
- Yao, H. (2009). Long-Term Study of Lake Evaporation and Evaluation of Seven Estimation Methods: Results from Dickie Lake, South-Central Ontario, Canada. *Journal of Water Resource and Protection*, 1(2), 59-77.
- Zhou, X., Chuanxia, R., Yanyan, Y., Bin, F. y Yecheng, O. (2006). Tidal effects of groundwater levels in the coastal aquifers near Beihai, China. *Environmental Geology*, 51, 517-525. DOI: [10.1007/s00254-006-0348-4](https://doi.org/10.1007/s00254-006-0348-4)



ANEXO 1

ARTÍCULO CIENTÍFICO PUBLICADO EN REVISTA *Science Citation Index*

- Revista: Catena 189: 104461 (2020)
- DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104461>
- Accesible en:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816220300102?via%3Dihub> (Fecha de consulta: 27 de enero de 2020)
- Título: **Hydro-Environmental Changes Assessment After Guadalhorce River Mouth Channelization. An Example of Hydromodification in Southern Spain**
- Autores: José Manuel Nieto-López, Juan Antonio Barberá-Fornell, Bartolomé Andreo, José Miguel Ramírez-González y Manuel Rendón-Martos

Resumen: The Guadalhorce River mouth (Málaga, Southern Spain) was channelized between 1997 and 2003 to reduce flooding potential in adjacent densely populated sections of Málaga. The channel was bifurcated near the Mediterranean Sea, surrounding an isolated wetland complex composed of eight different ponds. Groundwater-level and wetland-stage data, combined with water-chemistry data from wells and wetlands, collected since 1977, have documented the hydrological and ecological responses to channelization. The results show that channelization has extended the tidal influence inland from the Mediterranean Sea through the Guadalhorce River and the subjacent coastal aquifers, producing a change in groundwater hydrodynamics. The isolation of the wetlands resulting from channelization has provoked a significant salinization of both surface water and groundwater, the extent of which varies among wetlands. These decadal-scale changes in water chemistry have promoted the appearance or increase of halophilic vegetation and have caused a shift from diving birds to predominantly shorebirds in some wetlands. Documentation of these unexpected ecosystem responses is a necessary first step for land managers who need to consider groundwater and surface water as a single resource, particularly in groundwater-dependent ecosystems along the densely populated and ecologically sensitive Mediterranean coastal areas.

Keywords: river hydromodification, channelization works, groundwater dependent ecosystems, ecological impact, Guadalhorce River Mouth

Anexos

ANEXO 2

ARTÍCULO CIENTÍFICO PUBLICADO EN CAPÍTULO DE LIBRO INTERNACIONAL

- Libro: Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean Area. Springer. Páginas 245-252. Editores: M.L. Calvache, C. Duque y D. Pulido-Velazquez
- DOI 10.1007/978-3-319-69356-9
- Accesible en: <https://link.springer.com/book/10.1007%2F978-3-319-69356-9> (Fecha de consulta: 27 de enero de 2020)
- Título: **Preliminary Study of the Impact of Guadalhorce River Mouth Channelling (Málaga, Spain) on Groundwater and Related Wetlands**
- Autores: José Manuel Nieto-López, Bartolomé Andreo, Juan Antonio Barberá-Fornell, José Miguel Ramírez-González y Manuel Rendón-Martos

Resumen: In riverine areas, many anthropogenic actions (modification of natural water courses, burying or channeling works, etc.) have been commonly applied worldwide to prevent floods in rivers, having negative environmental impacts on their dependent ecosystems. In the Guadalhorce River mouth (Málaga, Southern Spain), channeling works -including the splitting of the main channel into two branches before arriving to the sea- were conducted to reduce the flood risk in the surrounding urbanized areas near to the Mediterranean coast. In the framework of the monitoring program of the Guadalhorce Delta Wetlands, located between the branches of the ending river stretch, measurements of electrical conductivity in wetland water and groundwater table were performed, as well as the sampling of both water types. The results show a progressive increasing in the mineralization of wetland water, reaching values 50 times higher than the original ones. In the underlying aquifers, the mineralization of groundwater is generally less variable and lower than the recorded in the eighties and nineties, when a salt intrusion episode occurred. Before the river channel modification, the water flow from the aquifer to the wetlands and toward the river in its mouth was deduced. Today, the wetlands recharge locally the Quaternary aquifer and, consequently, induce the groundwater flow towards the both branches of the river and Mediterranean Sea. The variation of the morphodynamics in the Guadalhorce River mouth and the associated changes in land use have caused significant impacts on ground and surface water and their dependent wetlands.

Keywords: channeling, Guadalhorce River, coastal aquifers, wetlands, Spain

Anexos



ANEXO 3

TABLAS

Anexos

Tabla 1. Bombeos controlados por ITGE (1996) en los años hidrológicos 1989/90 y 1990/91 en el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce

PUNTO	UTM X	UTM Y	oct-89	nov-89	dic-89	ene-90	feb-90	mar-90	abr-90	may-90	jun-90	jul-90	ago-90	sep-90	oct-90	nov-90	dic-90	ene-91	feb-91	mar-91	abr-91	may-91	jun-91	jul-91	ago-91	sep-91
16442018	348873	4077246	93053	61827	54350	54350	78667	93442	108360	106603	91138	61589	61589	111384	75821	92054	77702	96768	75456	70877	75154	81331	81130	76954	88430	79990
16447016	354371	4065659	15568	4480	722	15004	15743	18796	18519	23502	16984	20898	20898	20899	20692	15833	18260	20178	16301	17442	13813	15399	16307	13836	22305	3573
16447019	354346	4065560	75478	17113	17060	33435	40783	45043	76261	81130	64870	69152	69152	80043	56174	41470	50870	71696	75304	37609	53913	65739	68652	49696	65435	55650
16447066	355800	4066428	42505	24234	15730	22041	21549	19783	30335	34276	43044	16772	40437	37945	29858	23488	30185	30470	32223	29277	19739	41787	30395	32348	25890	2689
16447067	353571	4065647	11426	0	130	2462	2365	5	0	0	0	0	0	0	0	0	141685	154332	11702	104463	35996	23668	0	73516	399114	33990
16447068	353922	4065811	226562	0	45	2036	5	1058	0	0	0	0	0	0	0	0	82354	54232	10930	99733	35797	23879	0	73418	372206	31706
16447069	353672	4065688	230542	0	92	2641	1782	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70988	128228	578	19202	359015	0	0	73656	379123	31019
16448013	357264	4064874	4256	4145	5813	4004	4004	4761	5275	9812	9812	11596	11596	11596	14894	1467	402	0	19	0	0	0	0	0	0	0
16448046	362239	4065170	0	11791	6569	21074	10537	0	10571	16970	18824	26309	40625	16911	10049	4342	6063	6889	4966	7981	130116	19042	23880	15670	20577	25750
16448050	362412	4064939	11093	4491	0	0	0	3717	21919	11583	3335	6977	9537	5945	5156	657	1655	1613	4416	3177	1222	3160	2811	0	0	0
16448065	362707	4064163	36300	10946	0	0	0	8283	16424	15092	15092	20443	20443	20443	40939	27369	87933	109403	35353	25415	61511	106550	13439	35976	85067	77600
16448067	360702	4063873	9649	0	0	0	0	0	0	986	33393	18463	72580	25965	4027	0	0	13354	0	38	57	19584	21028	38105	65535	5250
16448070	362655	4063839	27936	6208	0	0	0	3104	4656	9312	37248	46560	46560	31040	46560	0	0	1862	0	0	0	0	31040	31040	48456	41960
16448071	363205	4063861	36000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7200	3600	0	3600	0	0	0	0	11400	50400	46800	45000
16448158	364013	4061374	33790	15491	7971	168	0	4969	4536	2701	41870	31173	91897	70986	35121	17680	6443	25678	3110	1299	20610	8681	28082	65356	72190	8420
16448273	362454	4063666	25920	5760	0	0	0	2880	4320	9640	34560	43250	43200	28800	43200	21600	0	2880	0	0	0	0	28800	2760	37440	3600
17445041	366789	4061820	31773	9982	4991	13632	6215	11832	14316	16241	23948	28368	36045	33448	29066	12290	18228	15867	19119	31011	30879	29302	10906	11957	9132	9550
17445059	364669	4062355	29293	29293	29293	29293	29293	29293	29293	29293	29293	58586	58586	58586	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17445066	365016	4061979	198270	125145	83430	169065	174195	163890	180135	162315	148410	152910	77985	198180	184680	142830	219285	178110	163080	133965	164790	157410	167040	141165	81270	96350
17445079	367013	4061669	781	0	240	541	1561	42	316	4553	13600	16905	25935	26873	8995	8575	4983	7376	11313	11095	13573	32089	38107	27330	10420	10420
17445115	364433	4060582	11561	6455	0	0	13	369	0	1855	1674	7419	9943	7344	3553	103	1571	6881	30069	0	71993	154289	142442	20000	13968	12650
17445126	365406	4060428	32251	22109	11054	33935	34381	34722	35382	36740	37454	38615	40574	42305	43226	43804	44398	45671	46705	46951	47465	48398	49578	51635	53423	55652
17445129	364481	4060707	10485	3881	502	503	6631	10454	7428	15595	12607	9835	19273	12718	11825	1263	3686	7336	2317	4495	7706	10024	9102	18945	15273	17200
17445135	368853	4060326	16135	6113	3057	0	0	309	4961	11609	8886	13615	8919	10469	1629	814	0	0	2176	12630	9048	16009	21149	28897	26924	28250
17445141	364580	4060257	4099	200	101	0	0	62	42	2635	5685	8518	17079	10729	3009	1566	664	3798	42	311	2604	6941	9120	12181	10760	10250
17445142	364505	4060232	16994	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17445149	365204	4060154	7299	2259	1129	0	0	785	1165	4089	5932	7799	11554	8773	991	1505	3768	2330	773	1450	1676	3745	7608	10428	9251	11050
17445150	366453	4060098	21614	21614	21614	21614	21614	21614	21614	21614	21614	43228	43228	43228	18605	18605	18605	18605	18605	18605	18605	18605	18605	37211	37211	37211
17445159	365627	4059847	12842	12842	8561	27881	27119	25640	47134	52826	50630	43591	90009	69187	35352	63711	50249	60805	58116	41194	30324	57488	54350	56143	42023	48400
17445162	367849	4059667	79130	79130	65240	66925	67400	86000	68300	87250	90800	99550	114500	85725	95850	87250	73450	92175	74600	81800	91280	93770	88410	109335	110300	96500
17445164	368099	4059656	25240	10245	18212	29695	23013	29695	29695	29695	33406	43800	45655	34600	22000	18000	29000	29000	14800	21000	33000	36000	38000	44000	45000	34000
17445187	365464	4061652	1784	4682	0	0	0	0	1784	9364	35449	0	445	1002	1226	892	0	111	0	3790	5239	2675	2898	1115	1003	50
17445196	368830	4060626	1600	1600	1600	1600	1600	1600	144000	148800	63600	2400	4000	4000	2400	12000	33600	2400	2400	2400	93600	194400	202600	6200	3200	3200
17445201	364592	4062081	379280	110452	73634	70070	39342	39215	49	0	0	0	0	0	0	0	0	125793	556	3245	0	0				



Tabla 2. Bombeos estimados por ITGE (1996) en los años hidrológicos 1989/90 y 1990/91 en el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce

PUNTO	UTM X	UTM Y	oct-89	nov-89	dic-89	ene-90	feb-90	mar-90	abr-90	may-90	jun-90	jul-90	ago-90	sep-90	oct-90	nov-90	dic-90	ene-91	feb-91	mar-91	abr-91	may-91	jun-91	jul-91	ago-91	sep-91
16447008	355998	4066052	7134	6904	7134	7134	6444	7134	6904	7134	6904	7134	7134	6904	7134	6904	7134	7134	6444	7134	6904	7134	6904	7134	7134	6904
16447021	354343	4065142	7134	6904	7134	7134	6444	7134	6904	7134	6904	7134	7134	6904	7134	6904	7134	7134	6444	7134	6904	7134	6904	7134	7134	6904
16447088	354946	4065637	85	82	85	85	77	85	82	85	82	85	85	82	85	82	85	85	77	85	82	85	82	85	85	82
16447090	356402	4066801	55800	54000	55800	55800	50400	55800	54000	55800	54000	55800	55800	54000	55800	54000	55800	55800	50400	55800	54000	55800	54000	55800	55800	54000
16447091	356428	4066876	44674	43233	44674	44674	40351	44674	43233	44674	43233	44674	44674	43233	44674	43233	44674	44674	40351	44674	43233	44674	43233	44674	44674	43233
16447093	351745	4065207	0	0	0	0	0	0	0	2850	2850	2850	2850	2850	0	0	0	0	0	0	2850	2850	2850	2850	2850	2850
16448001	362959	4068285	16982	0	0	0	0	16982	0	14640	16006	17958	17958	17958	13664	0	0	0	0	0	14640	14640	16006	17958	17958	17958
16448007	362479	4067462	12995	12575	12995	12995	11737	12995	12575	12995	12575	12995	12995	12575	12995	12575	12995	12995	11737	12995	12575	12995	12575	12995	12995	12575
16448015	362797	4066511	4520	0	0	0	0	5617	0	4842	5294	5940	5940	5940	4520	0	0	0	0	0	4842	4842	5294	5940	5940	5940
16448019	362871	4066336	6435	0	0	0	0	0	0	10379	7529	7424	7916	7424	6435	0	0	0	0	0	5066	10379	7529	7424	7916	7424
16448036	359492	4065436	2523	0	0	0	0	3135	0	2703	2955	3315	3315	3315	2523	0	0	0	0	0	2703	2703	2955	3315	3315	3315
16448042	362501	4064759	0	0	0	0	0	0	0	12000	12000	12000	12000	12000	0	0	0	0	0	0	12000	12000	12000	12000	12000	12000
16448043	362524	4065174	5011	4849	5011	5011	4526	5011	4849	5011	4849	5011	5011	4849	5011	4849	5011	5011	4526	5011	4849	5011	4849	5011	5011	4849
16448044	362864	4065162	8198	0	0	0	0	10189	0	8784	9604	10775	10775	10775	8198	0	0	0	0	0	8784	8784	9604	10775	10775	10775
16448052	362760	4064663	17077	0	0	0	0	0	0	27544	19981	19701	21008	19701	17077	0	0	0	0	0	13445	27544	19981	19701	21008	19701
16448054	362934	4064512	16087	0	0	0	0	0	0	25947	18823	18559	19790	18559	16087	0	0	0	0	0	12666	25947	18823	18559	19790	18559
16448058	362208	4064291	9652	0	0	0	0	0	0	15568	11294	11135	11874	11135	9652	0	0	0	0	0	7599	15568	11294	11135	11874	11135
16448069	362380	4063790	6435	0	0	0	0	0	0	10379	7529	7424	7916	7424	6435	0	0	0	0	0	5066	10379	7529	7424	7916	7424
16448078	362902	4063413	4309	0	0	0	0	5356	0	4617	5048	5664	5664	5664	4309	0	0	0	0	0	4617	4617	5048	5664	5664	5664
16448088	361275	4063089	4099	0	0	0	0	5095	0	4392	4802	5387	5387	5387	4099	0	0	0	0	0	4392	4392	4802	5387	5387	5387
16448089	361396	4063060	4520	0	0	0	0	5617	0	4842	5294	5940	5940	5940	4520	0	0	0	0	0	4842	4842	5294	5940	5940	5940
16448092	363523	4062910	19552	0	0	0	0	0	0	31536	22877	22556	24053	22556	19552	0	0	0	0	0	15394	31536	22877	22556	24053	22556
16448093	363348	4062809	85	82	85	85	77	85	82	85	82	85	85	82	85	82	85	85	77	85	82	85	82	85	85	85
16448096	361619	4062794	5465	0	0	0	0	6793	0	5856	6402	7183	7183	7183	5465	0	0	0	0	0	5856	5856	6402	7183	7183	7183
16448101	362097	4062547	2417	0	0	0	0	3005	0	2590	2832	3177	3177	3177	2417	0	0	0	0	0	2590	2590	2832	3177	3177	3177
16448207	363219	4065960	4671	4521	4671	4671	4219	4671	4521	4671	4521	4671	4671	4521	4671	4521	4671	4671	4219	4671	4521	4671	4521	4671	4671	4521
16448231	362119	4062169	3048	0	0	0	0	3788	0	3266	3571	4006	4006	4006	3048	0	0	0	0	0	3266	3266	3571	4006	4006	4006
16448256	364242	4061980	10147	0	0	0	0	0	0	16367	11873	11706	12483	11706	10147	0	0	0	0	0	7989	16367	11873	11706	12483	11706
16448257	362671	4066313	679	658	679	679	614	679	658	679	658	679	679	658	679	658	679	679	614	679	658	679	658	679	679	658
16448258	362746	4066412	2351	0	0	0	0	0	0	3792	2751	2712	2892	2712	2351	0	0	0	0	0	1851	3792	2751	2712	2892	2712
16448262	362596	4062566	10195	0	0	0	0	12671	0	10923	11943	13399	13399	13399	10195	0	0	0	0	0	10923	10923	11943	13399	13399	13399
16448263	361946	4062445	1787	0	0	0	0	2221	0	1914	2093	2348	2348	2348	1787	0	0	0	0	0	1914	1914	2093	2348	2348	2348
16448264	362345	4062393	3679	0	0	0	0	4572	0	3941	4309	4835	4835	4835	3679	0	0	0	0	0	3941	3941	4309	4835	4835	4835
16448265	362145	4062269	1156	0	0	0	0	1437	0	1239	1354	1520	1520	1520	1156	0	0	0	0	0	1239	1239	1354	1520	1520	1520
16448266	361647	4062547	2943	0	0	0	0	3658	0	3153	3447	3868	3868	3868	2943	0	0	0	0	0	3153	3153	3447	3868	3868	3868
16448268	362374	4062967	6517	0	0	0	0	8099	0	6982	7634	8565	8565	8565	6517	0	0	0	0	0	6982	6982	7634	8565	8565	8565
16448269	362449	4062892	9985	0	0	0	0	12410	0	10698	11697	13123	13123	13123	9985	0	0	0	0	0	10698	10698	11697	13123	13123	13123
16448270	361152	4063375	1997	0	0	0	0	2482	0	2140	2339	2625	2625	2625	1997	0	0	0	0	0	2140	2140	2339	2625	2625	2625
16448271	361201	4063125	2104	0	0	0	0	0	0	3393	2461	2427	2588	2427	2104	0	0	0	0	0	1656	3393	2461	2427	2588	2427
16448272	361506	4063897	6879	6658	6879	6879	6214	6879	6658	6879	6658	6879	6879	6658	6879	6658	6879	6879	6214	6879	6658	6879	6658	6879	6879	6658
16448276	362233	4064267	3217	0	0	0	0	0	0	5189	3765	3712	3958	3712	3217	0	0	0	0	0	2533	5189	3765	3712	3958	3712
17445051	364871	4062679	6682	0	0	0	0	0	0	10778	7819	7709	8221	7709	6682	0	0	0	0	0	5261	10778	7819	7709	8221	7709
17445092	364376	4061082	5692	0	0	0	0	0	0	9181	6660	6567	7003	6567	5692	0	0	0	0	0	4482	9181	6660	6567	7003	6567
17445096	368932	4060861	6200	6000	6200	6200	5600	6200	6000	6200	6000	6200	6200	6200	6200	6200	6200	6200	5600	6200	6000	6200	6000	6200	6200	6000
17445097	364784	4060806	4826	0	0	0	0	0	0	7784	5647	5568	5937	5568	4826	0	0	0	0	0	3800	7784	5647	5568	5937	5568
17445098	368906	4060811	6200	6000	6200	6200	5600	6200	6200	6200	6200	6200	6200	6000	6200	6200	6200	6200	5600	6200	6000	6200	6000	6200	6200	6000
17445099	370430	4060829	36775	35589	36775	36775	33216	36775	35589	36775	35689	36775	31115	35589	30775	35589	36775	36775	33216	36775	35589	36775	35589	36775	36775	35589
17445108	364883	4060630	14231	0	0	0	0	0	0	22953	16651	16417	17507	16417	14231	0	0	0	0	0	11204	22953	16651	16417	17507	16417
17445109	365033	4060729	7672	0	0	0	0	0	0	1375	8977	8851	9438	8851	7672	0	0	0	0	0	6041	12375	8977	8851	9438	8851
17445118	364782	4060531	16211	0	0	0	0	0	0	26147	18968	18702	19942	18702	16211	0	0	0	0	0	12763	26147	18968	18702	19942	18702
17445131	365256	4060404	20047	0	0	0	0	0	0	32334	23456	23127	24662	23127	20047	0	0	0	0	0	15783	32334	23456	23127		

Tabla 3. Bombeos (m³/mes) tomados de la base de datos de concesiones de la DHCMA en el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce. Datos aplicados al periodo 1997-2017

PUNTO	UTMX	UTMY	Uso	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	PUNTO	UTMX	UTMY	Uso	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
M-0074-16-BIS	360539	4064043	Agrícola	0	0	243940	0	243940	243940	243940	243940	243940	243940	0	0	M-1074-13	347851	4080170	Agrícola	0	0	71	0	71	71	71	71	71	71	0	0
M-0238-10	362725	4066281	Agrícola	0	0	1871	0	1871	1871	1871	1871	1871	1871	0	0	M-1082-01	352097	4064481	Agrícola	0	0	321	0	321	321	321	321	321	321	0	0
M-0465-10	348802	4077615	Agrícola	0	0	1000	0	1000	1000	1000	1000	1000	1000	0	0	M-1095-01	346845	4072090	Agrícola	0	0	2000	0	2000	2000	2000	2000	2000	2000	0	0
M-0505-08	356388	4066330	Agrícola	0	0	13036	0	13036	13036	13036	13036	13036	13036	0	0	M-1095-05	349168	4079295	Agrícola	0	0	2760	0	2760	2760	2760	2760	2760	2760	0	0
M-0547-09	357264	4065868	Agrícola	0	0	22510	0	22510	22510	22510	22510	22510	22510	0	0	M-1098-10	354785	4066505	Agrícola	0	0	1500	0	1500	1500	1500	1500	1500	1500	0	0
M-0626-03	362168	4062999	Agrícola	0	0	2500	0	2500	2500	2500	2500	2500	2500	0	0	M-1106-06-BIS	347315	4071515	Agrícola	0	0	400	0	400	400	400	400	400	400	0	0
M-0647-08	359098	4064554	Agrícola	0	0	261	0	261	261	261	261	261	261	0	0	M-1107-06	348803	4079000	Agrícola	0	0	1191	0	1191	1191	1191	1191	1191	1191	0	0
M-0647-11	358350	4064760	Agrícola	0	0	1071	0	1071	1071	1071	1071	1071	1071	0	0	M-1116-07	356805	4066595	Agrícola	0	0	1280	0	1280	1280	1280	1280	1280	1280	0	0
M-0647-48	365075	4064145	Agrícola	0	0	16108	0	16108	16108	16108	16108	16108	16108	0	0	M-1117-03	348402	4076098	Agrícola	0	0	496	0	496	496	496	496	496	496	0	0
M-0648-32	359570	4065360	Agrícola	0	0	43000	0	43000	43000	43000	43000	43000	43000	0	0	M-1124-10	362010	4061805	Agrícola	0	0	2077	0	2077	2077	2077	2077	2077	2077	0	0
M-0648-33	351533	4064517	Agrícola	0	0	2143	0	2143	2143	2143	2143	2143	2143	0	0	M-1128-14	349169	4079326	Agrícola	0	0	4930	0	4930	4930	4930	4930	4930	4930	0	0
M-0648-51	362447	4064974	Agrícola	0	0	32000	0	32000	32000	32000	32000	32000	32000	0	0	M-1132-14	357202	4066705	Agrícola	0	0	1000	0	1000	1000	1000	1000	1000	1000	0	0
M-0649-14	358932	4064472	Agrícola	0	0	42	0	42	42	42	42	42	42	0	0	M-1155-05	347802	4067645	Agrícola	0	0	7143	0	7143	7143	7143	7143	7143	7143	0	0
M-0649-22	355560	4066237	Agrícola	0	0	9200	0	9200	9200	9200	9200	9200	9200	0	0	M-1174-05	350850	4063500	Agrícola	0	0	422	0	422	422	422	422	422	422	0	0
M-0649-37	364622	4061729	Agrícola	0	0	30000	0	30000	30000	30000	30000	30000	30000	0	0	M-1181-06	352082	4064833	Agrícola	0	0	250	0	250	250	250	250	250	250	0	0
M-0652-48	348015	4068431	Agrícola	0	0	350	0	350	350	350	350	350	350	0	0	M-1205-07	350315	4065802	Agrícola	0	0	1571	0	1571	1571	1571	1571	1571	1571	0	0
M-0652-49	348029	4068418	Agrícola	0	0	29286	0	29286	29286	29286	29286	29286	29286	0	0	M-1228-14	362599	4067138	Agrícola	0	0	9000	0	9000	9000	9000	9000	9000	9000	0	0
M-0652-50	348290	4067640	Agrícola	0	0	34286	0	34286	34286	34286	34286	34286	34286	0	0	M-1238-17	362480	4064550	Agrícola	0	0	999	0	999	999	999	999	999	999	0	0
M-0652-54	366222	4059684	Abastecimiento	0	0	5858	0	5858	5858	5858	5858	5858	5858	0	0	M-1240-07	362352	4065663	Agrícola	0	0	7571	0	7571	7571	7571	7571	7571	7571	0	0
M-0659-34	359059	4065039	Agrícola	0	0	6550	0	6550	6550	6550	6550	6550	6550	0	0	M-1244-12	362801	4064977	Agrícola	0	0	14460	0	14460	14460	14460	14460	14460	14460	0	0
M-0661-26	359350	4064312	Agrícola	0	0	142	0	142	142	142	142	142	142	0	0	M-1244-14	362801	4064977	Agrícola	0	0	14460	0	14460	14460	14460	14460	14460	14460	0	0
M-0661-39	362712	4061730	Agrícola	0	0	2000	0	2000	2000	2000	2000	2000	2000	0	0	M-1273-13	355194	4066344	Agrícola	0	0	30657	0	30657	30657	30657	30657	30657	30657	0	0
M-0662-07	369150	4061360	Industrial	0	0	457	0	457	457	457	457	457	457	0	0	M-1342-06	348875	4077735	Agrícola	0	0	357	0	357	357	357	357	357	357	0	0
M-0663-14	361760	4062325	Agrícola	0	0	6250	0	6250	6250	6250	6250	6250	6250	0	0	M-1361-07	347523	4067702	Agrícola	0	0	17000	0	17000	17000	17000	17000	17000	17000	0	0
M-0663-15	360194	4064313	Agrícola	0	0	2500	0	2500	2500	2500	2500	2500	2500	0	0	MA-24707	347018	4069930	Agrícola	0	0	6000	0	6000	6000	6000	6000	6000	6000	0	0
M-0663-16	361930	4062150	Agrícola	0	0	8000	0	8000	8000	8000	8000	8000	8000	0	0	MA-25378	349894	4065667	Agrícola	0	0	9600	0	9600	9600	9600	9600	9600	9600	0	0
M-0663-17	362111	4061939	Agrícola	0	0	8600	0	8600	8600	8600	8600	8600	8600	0	0	MA-25575	348691	4079497	Agrícola	0	0	357	0	357	357	357	357	357	357	0	0
M-0663-19	362749	4062130	Agrícola	0	0	50000	0	50000	50000	50000	50000	50000	50000	0	0	MA-26967	368428	4060031	Industrial	0	0	400	0	400	400	400	400	400	400	0	0
M-0665-46	361563	4062454	Agrícola	0	0	10000	0	10000	10000	10000	10000	10000	10000	0	0	MA-27839	347076	4073198	Agrícola	0	0	71	0	71	71	71	71	71	71	0	0
M-0667-01	361550	4062420	Agrícola	0	0	2143	0	2143	2143	2143	2143	2143	2143	0	0	MA-28124	349365	4065775	Abastecimiento	0	0	33789	0	33789	33789	33789	33789	33789	33789	0	0
M-0667-02	361526	4062483	Agrícola	0	0	2143	0	2143	2143	2143	2143	2143	2143	0	0	MA-29194	346890	4068775	Agrícola	0	0	793	0	793	793	793	793	793	793	0	0
M-0668-04	362373	4063359	Agrícola	0	0	1810	0	1810	1810	1810	1810	1810	1810	0	0	MA-29647	349314	4065805	Agrícola	0	0	88	0	88	88	88	88	88	88	0	0
M-0668-05	362580	4063420	Agrícola	0	0	5130	0	5130	5130	5130	5130	5130	5130	0	0	MA-30189	349328	4077917	Agrícola	0	0	2340	0	2340	2340	2340	2340	2340	2340	0	0
M-0672-33	347662	4066853	Agrícola	0	0	4700	0	4700	4700	4700	4700	4700	4700	0	0	MA-30318	353456	4065521	Agrícola	0	0	16992	0	16992	16992	16992	16992	16992	16992	0	0
M-0672-37	346423	4068910	Agrícola	0	0	7000	0	7000	7000	7000	7000	7000	7000	0	0	MA-34268	351265	4066657	Agrícola	0	0	970	0	970	970	970	970	970	970	0	0
M-0674-39	349524	4066304	Agrícola	0	0	5793	0	5793	5793	5793	5793	5793	5793	0	0	MA-34836	347052	4072428	Agrícola	0	0	429	0	429	429	429	429	429	429	0	0
M-0676-14	345760	4068470	Agrícola	0	0	4280	0	4280	4280	4280	4280	4280	4280	0	0	MA-36512	347307	4073550	Agrícola	0	0	269	0	269	269	269	269	269	269	0	0
M-0677-40	349292	4066413	Agrícola	0	0	42	0	42	42	42	42	42	42	0	0	MA-41007	359688	4064730	Agrícola	0	0	179	0	179	179	179	179	179	179	0	0
M-0678-26	355940	4066106	Abastecimiento	0	0	5214	0	5214	5214	5214	5214	5214	5214	0	0	MA-42221	348405	4065905	Agrícola	0	0	979	0	979	979	979	979	979	979	0	0
M-0680-45	367616	4059618	Industrial	0	0	34857	0	34857	34857	34857	34857	34857	34857	0	0	MA-43749	349325	4077640	Industrial	0	0	67	0	67	67	67	67	67	67	0	0
M-0682-39	358590	4064500	Agrícola	0	0	4763	0	4763	4763	4763	4763	4763	4763	0	0	MA-43965	359980	4064540	Agrícola	0	0	286	0	286	286	286	286	286	286	0	0
M-0684-25	368012	4059167	Industrial	0	0	25038	0	25038	25038	25038	25038	25038	25038	0	0	MA-45397	347392	4080392	Agrícola	0	0	213	0	213	213	213	213	213	213	0	0
M-0687-62	363450	4060050	Agrícola	0	0	11070	0	11070	11070	11070	11070	11070	11070	0	0	MA-45406	347877	4067252	Agrícola	0	0	924	0	924	924	924	924	924	924	0	0
M-0697-13	351545	4064920	Agrícola	0	0	25113	0	25113	25113	25113	25113	25113	25113	0	0	MA-45577	347382	4074309	Agrícola	0	0	714	0	714	714	714	714	714	714	0	

Tabla 4. Resultado del balance hídrico de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce (en dam3/mes), entre octubre de 2013 y septiembre de 2018. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔV) variación de volumen de agua en el humedal; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas -los valores positivos significan aportación hacia el humedal y los negativos indican infiltración desde el humedal-

Fecha	Escondida				Grande				Casilla				Limícolas				Eucaliptal				Río Viejo				Costera				Charca Sur			
	P	Ev	ΔV	ΔG	P	Ev	ΔV	ΔG	P	Ev	ΔV	ΔG	P	Ev	ΔV	ΔG	P	Ev	ΔV	ΔG	P	Ev	ΔV	ΔG	P	Ev	ΔV	ΔG	P	Ev	ΔV	ΔG
oct-13	0.45	1.59	-0.31	0.84	1.51	5.39	13.93	17.81	0.51	1.84	-1.59	-0.27	0.16	0.57	0.17	0.58	0.07	0.27			0.78	2.78	1.39	3.39	0.19	0.68	0.00	0.49	0.04	0.15		
nov-13	0.09	1.62	0.31	1.84	0.36	6.28	-8.57	-2.65	0.11	1.87	2.13	3.89	0.03	0.58	0.44	0.99	0.02	0.27			0.17	3.04	-0.29	2.58	0.04	0.69	0.00	0.66	0.01	0.15		
dic-13	0.42	0.90	-0.31	0.18	1.49	3.22	2.78	4.51	0.48	1.04	-0.35	0.20	0.15	0.32	0.00	0.17	0.07	0.15			0.77	1.67	2.08	2.98	0.18	0.39	0.66	0.86	0.04	0.08		
ene-14	0.79	1.01	0.31	0.53	2.90	3.70	3.44	4.24	0.91	1.16	0.35	0.61	0.28	0.36	-0.11	-0.03	0.13	0.17			1.59	2.04	-0.91	-0.47	0.34	0.43	-0.33	-0.23	0.07	0.09	-0.01	0.01
feb-14	0.25	1.12	-1.84	-0.97	0.94	4.26	-2.30	1.02	0.29	1.30	-2.48	-1.47	0.09	0.40	-0.33	-0.02	0.04	0.19			0.49	2.19	-1.17	0.54	0.11	0.48	-0.26	0.11	0.02	0.10	-0.07	0.01
mar-14	0.00	1.68	0.31	1.99	0.00	6.25	-2.25	3.99	0.00	1.94	0.71	2.65	0.00	0.61	-0.11	0.50	0.00	0.28			0.00	3.12	-1.63	1.48	0.00	0.72	-0.26	0.46	0.00	0.15	-0.06	0.10
abr-14	1.13	2.87	0.46	2.19	4.11	10.41	1.12	7.42	1.31	3.31	0.35	2.36	0.41	1.03	0.00	0.62	0.19	0.48			1.92	4.86	-0.51	2.43	0.49	1.23	-0.13	0.61	0.10	0.26	0.03	0.19
may-14	0.02	3.14	2.76	5.89	0.08	11.55	-2.78	8.69	0.02	3.63	2.84	6.44	0.01	1.13	0.00	1.12	0.00	0.52			0.04	5.17	4.53	9.66	0.01	1.35	0.33	1.67	0.00	0.29	0.00	0.29
jun-14	0.34	3.08	-1.07	1.66	1.22	11.00	-0.55	9.23	0.39	3.55	-0.53	2.63	0.12	1.11	0.00	0.98	0.00	0.77							0.15	1.32	-0.66	0.51	0.03	0.28		
jul-14	0.02	4.59	-1.84	2.73	0.07	16.32	-4.80	11.46	0.02	5.30	-2.84	2.44	0.01	1.65	-0.44	1.20	0.00	0.56							0.01	1.97	-0.13	1.83	0.00	0.42		
ago-14	0.00	3.38	0.92	4.30	0.00	11.46	-2.57	8.89	0.00	3.90	1.24	5.15	0.00	1.22			0.00	0.56			0.00	5.38	0.00	5.38	0.00	1.45	0.07	1.52	0.00	0.31		
sep-14	0.01	2.33	0.00	2.32	0.02	7.68	2.05	9.71	0.01	2.69	0.35	3.04	0.00	0.84			0.00	0.39			0.01	3.70	1.01	4.70	0.00	1.00	0.13	1.13	0.00	0.21	0.00	0.21
oct-14	2.21	2.01	0.61	0.42	7.44	6.79	9.78	9.13	2.55	2.33	0.35	0.13	0.79	0.72	0.88	0.81	0.37	0.34			3.74	3.42	3.40	3.07	0.95	0.86	1.25	1.17	0.20	0.19	0.32	0.31
nov-14	1.91	0.88	2.46	1.43	7.07	3.27	9.52	5.72	2.20	1.02	3.54	2.36	0.69	0.32	0.55	0.18	0.32	0.15			3.81	1.76	7.35	5.31	0.82	0.38	0.99	0.55	0.18	0.08	0.44	0.34
dic-14	0.21	0.69	-3.07	-2.59	0.87	2.81	0.00	1.94	0.25	0.80	-6.03	-5.47	0.08	0.25	-0.11	0.06	0.04	0.12			0.51	1.64	-2.14	-1.01	0.09	0.30	-0.66	-0.45	0.02	0.06	-0.37	-0.32
ene-15	0.92	1.02	-0.92	-0.82	3.74	4.12	-4.86	-4.47	1.07	1.18	1.42	1.53	0.33	0.37	-0.33	-0.30	0.15	0.17			2.12	2.34	1.42	1.64	0.40	0.44	-0.39	-0.35	0.08	0.09	-0.08	-0.08
feb-15	0.50	1.59	-0.61	0.47	1.95	6.14	-2.35	1.84	0.58	1.83	-1.77	-0.52	0.18	0.57	-0.22	0.17	0.08	0.26			1.18	3.71	-8.36	-5.83	0.22	0.68	-0.53	-0.06	0.05	0.15	-0.06	0.04
mar-15	1.63	1.56	1.23	1.15	6.19	5.91	1.17	0.89	1.89	1.80	2.13	2.04	0.59	0.56	0.11	0.08	0.27	0.26			3.02	2.89	2.08	1.94	0.70	0.67	0.39	0.36	0.15	0.14	0.07	0.06
abr-15	0.29	2.10	0.00	1.81	1.09	8.04	-7.94	-0.99	0.33	2.42	-0.71	1.38	0.10	0.75	0.00	0.65	0.05	0.35			0.58	4.24	-0.91	2.75	0.12	0.90	0.26	1.04	0.03	0.19	-0.01	0.15
may-15	0.10	2.98	-0.61	2.26	0.37	10.58	0.00	10.21	0.12	3.44	-0.71	2.61	0.04	1.07	-0.44	0.59	0.02	0.50	-0.20	0.27	0.20	5.81	-3.31	2.29	0.04	1.28	-0.53	0.70	0.01	0.27	-0.14	0.12
jun-15	0.00	3.66	-1.84	1.82	0.00	13.00	-3.22	9.78	0.00	4.22	-1.42	2.80	0.00	1.32	-0.55	0.76	0.00	0.61	-0.51	0.10	0.00	6.01	-2.32	3.68	0.00	1.57	-0.79	0.78	0.00	0.34	-0.14	0.19
jul-15	0.00	2.97	1.69	4.66	0.00	10.23	-4.14	6.09	0.00	3.43	0.00	3.43	0.00	1.07	-0.55	0.52	0.00	0.50	-0.26	0.24	0.00	4.11	0.00	4.11	0.00	1.27	-0.39	0.88	0.00	0.27	-0.08	0.19
ago-15	0.01	3.67	-0.46	3.20	0.02	12.10	0.00	12.08	0.01	4.24	1.42	5.65	0.00	1.32	0.44	1.76	0.00	0.61	0.56	1.17	0.01	5.07	-1.94	3.12	0.00	1.57	-0.13	1.44	0.00	0.34	0.04	0.38
sep-15	2.17	3.19	1.53	2.56	7.15	10.52	5.20	8.57	2.50	3.68	1.95	3.13	0.78	1.15	0.66	1.03	0.36	0.53	0.33	0.50	2.49	3.66	6.44	7.62	0.93	1.37	1.12	1.56	0.20	0.29	0.17	0.26
oct-15	1.49	1.30	2.30	2.11	5.17	4.52	8.35	7.69	1.72	1.50	2.13	1.91	0.53	0.47	0.55	0.48	0.25	0.22	0.38	0.35	2.75	2.40	4.31	3.97	0.64	0.56	0.99	0.91	0.14	0.12	0.23	0.21
nov-15	0.62	1.36	-1.53	-0.80	2.34	5.12	15.51	18.28	0.72	1.57	-2.30	-1.45	0.22	0.49	0.99	1.26	0.10	0.23	0.00	0.12	1.34	2.94	0.67	2.26	0.27	0.58	0.39	0.71	0.06	0.12	0.20	0.27
dic-15	0.01	0.49	0.46	0.94	0.03	2.10	-3.26	-1.20	0.01	0.56	0.35	0.91	0.00	0.17	-0.33	-0.16	0.00	0.08	-0.08	0.00	0.0											



Tabla 5. Resultados del balance hidrológico de las lagunas Escondida y Costera en los meses de julio de 2016 y febrero de 2017. (Δh) variación de cota limnimétrica; (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas

Laguna Escondida										Laguna Costera																										
Fecha	Cota		Δh	ΔV	Ev	P	ΔG			Fecha	Cota		Δh	ΔV	Ev	P	ΔG																			
	limnimétrica	m s.n.m.									limnimétrica	m s.n.m.																								
01/07/2016	0,211									01/02/2017	0,191									01/07/2016	0,136									01/02/2017	0,368					
02/07/2016	0,216	0,006	85,9	123,9	0,0	209,8				02/02/2017	0,187	-0,004	-64,5	20,6	89,0	-132,9				02/07/2016	0,139	0,003	19,1	53,1	0,0	72,2			02/02/2017	0,363	-0,006	-38,1	8,8	38,1	-67,5	
03/07/2016	0,221	0,004	64,5	141,8	0,0	206,3				03/02/2017	0,187	0,000	0,0	15,8	30,7	-14,9				03/07/2016	0,133	-0,006	-38,1	60,8	0,0	22,6			03/02/2017	0,360	-0,003	-19,1	6,8	13,2	-25,5	
04/07/2016	0,219	-0,001	-21,5	139,3	0,0	117,9				04/02/2017	0,180	-0,007	-107,4	24,8	0,0	-82,6				04/07/2016	0,135	0,001	9,2	59,7	0,0	68,9			04/02/2017	0,355	-0,004	-28,3	10,6	0,0	-17,6	
05/07/2016	0,226	0,007	107,4	154,5	0,0	261,9				05/02/2017	0,173	-0,007	-109,0	23,4	119,7	-205,3				05/07/2016	0,145	0,010	66,4	66,2	0,0	132,7			05/02/2017	0,348	-0,007	-47,4	10,0	51,3	-88,6	
06/07/2016	0,233	0,007	109,0	146,0	0,0	254,9				06/02/2017	0,154	-0,018	-280,8	32,3	3,1	-251,6				06/07/2016	0,151	0,006	38,1	62,6	0,0	100,7			06/02/2017	0,329	-0,019	-123,6	13,8	1,3	-111,1	
07/07/2016	0,235	0,001	21,5	107,2	0,0	128,7				07/02/2017	0,142	-0,013	-193,4	36,1	0,0	-157,3				07/07/2016	0,152	0,002	9,9	45,9	0,0	55,8			07/02/2017	0,315	-0,014	-94,7	15,5	0,0	-79,2	
08/07/2016	0,235	0,000	0,0	108,4	0,0	108,4				08/02/2017	0,124	-0,018	-280,8	17,5	67,5	-330,9				08/07/2016	0,149	-0,003	-19,1	46,4	0,0	27,4			08/02/2017	0,308	-0,007	-47,4	7,5	28,9	-68,8	
09/07/2016	0,236	0,001	21,5	124,5	0,0	146,0				09/02/2017	0,109	-0,014	-216,4	48,2	3,1	-171,3				09/07/2016	0,155	0,006	37,5	53,4	0,0	90,8			09/02/2017	0,298	-0,010	-66,4	20,7	1,3	-47,1	
10/07/2016	0,236	0,000	0,0	116,4	0,0	116,4				10/02/2017	0,122	0,013	194,9	41,2	0,0	236,1				10/07/2016	0,155	0,000	0,0	49,9	0,0	49,9			10/02/2017	0,314	0,016	104,6	17,6	0,0	122,2	
11/07/2016	0,233	-0,003	-43,0	116,8	0,0	73,9				11/02/2017	0,142	0,020	302,3	44,9	0,0	347,2				11/07/2016	0,152	-0,003	-18,4	50,1	0,0	31,7			11/02/2017	0,331	0,017	113,8	19,3	0,0	133,0	
12/07/2016	0,231	-0,003	-43,0	82,1	0,0	39,1				12/02/2017	0,164	0,023	345,3	38,9	0,0	384,2				12/07/2016	0,151	-0,002	-9,9	35,2	0,0	25,3			12/02/2017	0,339	0,009	56,6	16,7	0,0	73,2	
13/07/2016	0,223	-0,007	-109,0	90,9	6,1	-24,2				13/02/2017	0,205	0,041	626,1	43,5	0,0	669,7				13/07/2016	0,136	-0,014	-94,7	39,0	2,6	-58,4			13/02/2017	0,361	0,022	142,7	18,7	0,0	161,4	
14/07/2016	0,219	-0,004	-64,5	113,8	0,0	49,4				14/02/2017	0,222	0,017	259,3	49,7	0,0	309,0				14/07/2016	0,136	0,000	0,0	48,8	0,0	48,8			14/02/2017	0,363	0,001	9,2	21,3	0,0	30,5	
15/07/2016	0,219	0,000	0,0	121,4	0,0	121,4				15/02/2017	0,231	0,009	130,4	32,6	0,0	163,1				15/07/2016	0,140	0,004	28,3	52,0	0,0	80,3			15/02/2017	0,360	-0,003	-19,1	14,0	0,0	-5,1	
16/07/2016	0,219	0,000	0,0	122,1	0,0	122,1				16/02/2017	0,238	0,007	107,4	43,3	0,0	150,8				16/07/2016	0,148	0,007	47,4	52,3	0,0	99,7			16/02/2017	0,361	0,001	9,9	18,6	0,0	28,4	
17/07/2016	0,236	0,017	259,3	116,5	0,0	375,8				17/02/2017	0,245	0,007	109,0	31,2	27,6	112,5				17/07/2016	0,152	0,004	28,9	49,9	0,0	78,9			17/02/2017	0,358	-0,003	-19,1	13,4	11,8	-17,5	
18/07/2016	0,262	0,025	389,8	73,3	0,0	463,1				18/02/2017	0,245	0,000	0,0	49,0	0,0	49,0				18/07/2016	0,164	0,012	75,6	31,4	0,0	107,0			18/02/2017	0,361	0,003	19,1	21,0	0,0	40,1	
19/07/2016	0,295	0,034	518,7	113,6	0,0	632,3				19/02/2017	0,281	0,037	561,7	41,7	0,0	603,4				19/07/2016	0,166	0,003	19,1	48,7	0,0	67,8			19/02/2017	0,397	0,036	236,8	17,9	0,0	254,7	
20/07/2016	0,338	0,042	647,6	116,3	0,0	763,9				20/02/2017	0,292	0,011	171,9	22,1	95,1	98,9				20/07/2016	0,169	0,003	19,1	49,8	0,0	68,9			20/02/2017	0,400	0,003	19,1	9,5	40,8	-12,2	
21/07/2016	0,408	0,071	1081,9	110,9	0,0	1192,8				21/02/2017	0,311	0,018	280,8	52,9	0,0	333,8				21/07/2016	0,177	0,007	47,4	47,5	0,0	94,9			21/02/2017	0,410	0,010	66,4	22,7	0,0	89,1	
22/07/2016	0,416	0,008	128,9	151,7	0,0	280,6				22/02/2017	0,328	0,017	260,9	29,8	9,2	281,5				22/07/2016	0,171	-0,006	-38,1	65,0	0,0	26,9			22/02/2017	0,426	0,016	103,9	12,8	3,9	112,8	
23/07/2016	0,405	-0,011	-173,4	115,2	0,0	-58,2				23/02/2017	0,340	0,013	193,4	36,0	0,0	229,3				23/07/2016	0,172	0,002	9,9	49,4	0,0	59,2			23/02/2017	0,439	0,013	85,5	15,4	0,0	100,9	
24/07/2016	0,397	-0,008	-128,9	111,2	0,0	-17,7				24/02/2017	0,353	0,013	194,9	66,4	0,0	261,3				24/07/2016	0,172	0,000	0,0	47,7	0,0	47,7			24/02/2017	0,456	0,017	113,8	28,5	0,0	142,2	
25/07/2016	0,383	-0,014	-216,4	112,3	0,0	-104,1				25/02/2017	0,354	0,001	21,5	58,2	0,0	79,6				25/07/2016	0,169	-0,003	-19,1	48,1	0,0	29,1			25/02/2017	0,453	-0,003	-19,1	24,9	0,0	5,8	
26/07/2016	0,370	-0,013	-194,9	111,9	0,0	-83,0				26/02/2017	0,349	-0,006	-85,9	69,7	0,0	-16,2				26/07/2016	0,164	-0,006	-38,1	48,0	0,0	9,8			26/02/2017	0,446	-0,007	-47,4	29,9	0,0	-17,5	
27/07/2016	0,363	-0,007	-107,4	110,1	0,0	2,7				27/02/2017	0,343	-0,006	-87,5	63,0	0,0	-24,5				27/07/2016	0,152	-0,012	-75,6	47,2	0,0	-28,5			27/02/2017	0,443	-0,003	-19,1	27,0	0,0	7,9	
28/07/2016	0,357	-0,006	-87,5	149,9	0,0	62,5				28/02/2017	0,335	-0,008	-128,9	68,4	0,0	-60,5				28/07/2016	0,155	0,003	18,4	64,3	0,0	82,7			28/02/2017	0,429	-0,014	-94,7	29,3	0,0	-65,4	
29/07/2016	0,352	-0,006	-85,9	115,3	0,0	29,3				29/07/2016	0,171	0,016	104,6	49,4	0,0	154,0				29/07/2016	0,171	0,016	104,6	49,4	0,0	154,0										
30/07/2016	0,352	0,000	0,0	112,2	0,0	112,2				30/07/2016	0,171	0,000	0,0	48,1	0,0	48,1				30/07/2016	0,171	0,000	0,0	48,1	0,0	48,1										
31/07/2016	0,340	-0,011	-173,4	64,2	0,0	-109,3				31/07/2016	0,164	-0,007	-47,4	27,5	0,0	-19,9				31/07/2016	0,164	-0,007	-47,4	27,5	0,0	-19,9										

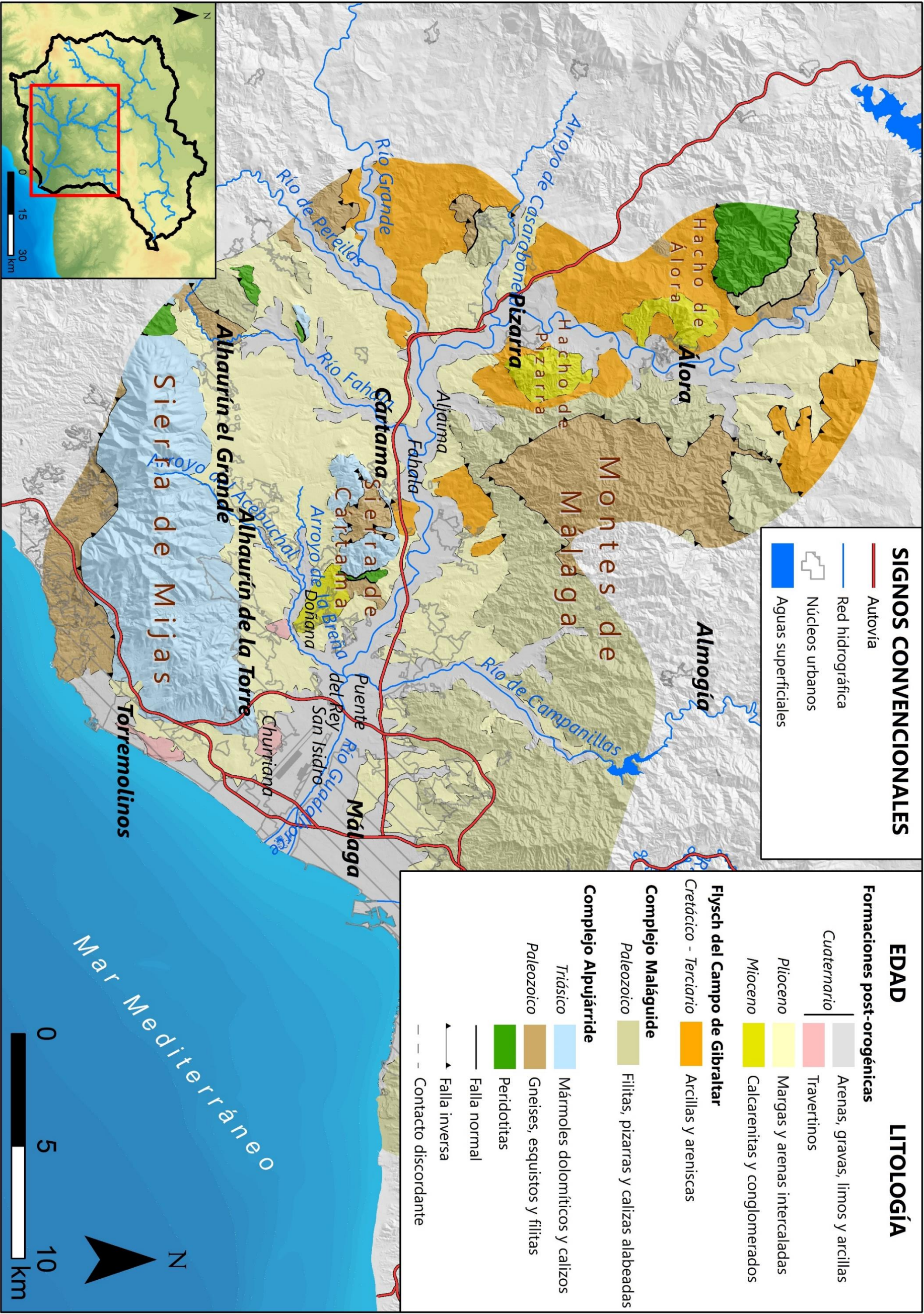


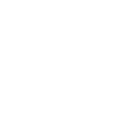


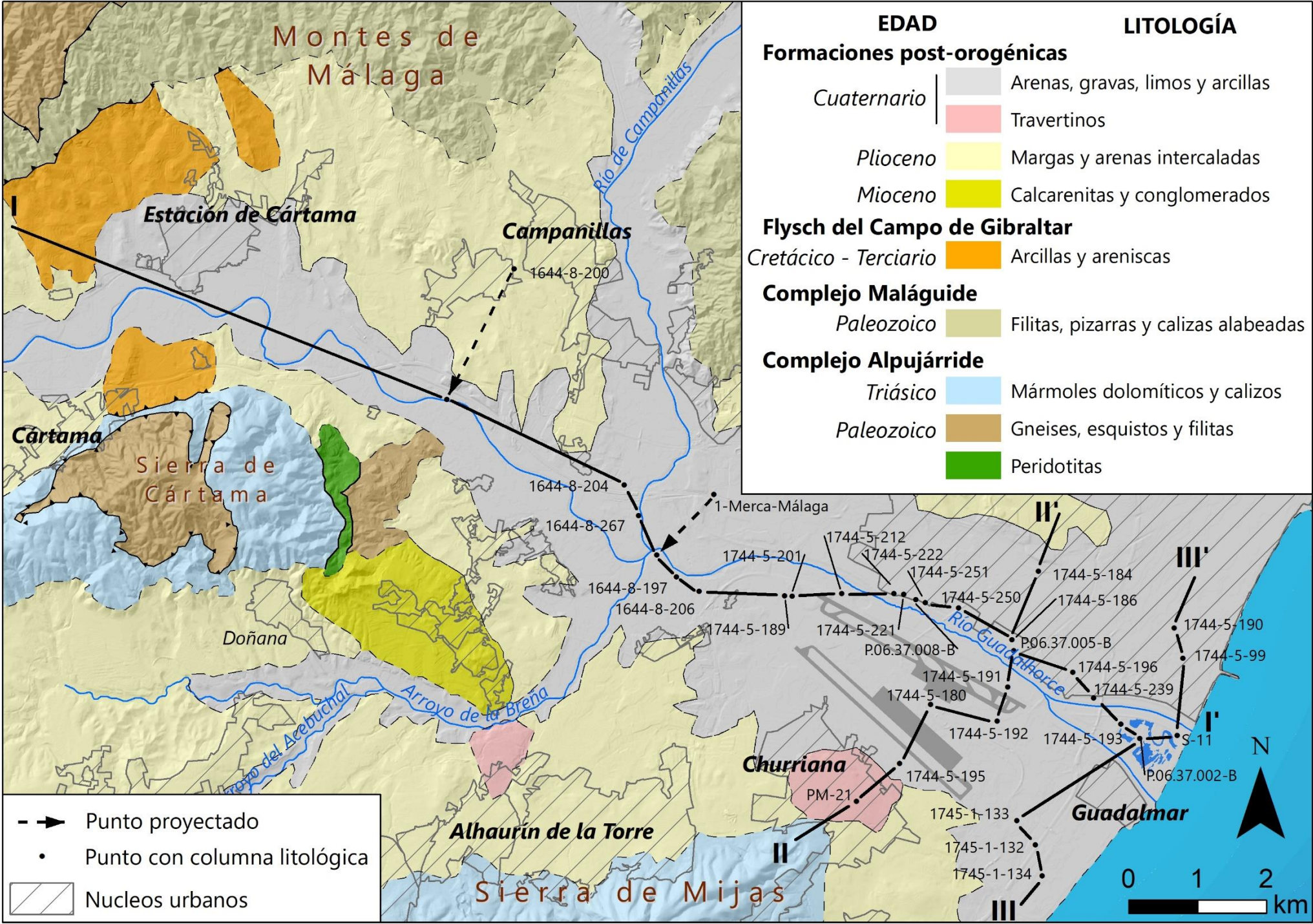
ANEXO 4

MAPAS Y CORTES HIDROGEOLÓGICOS

Anexos

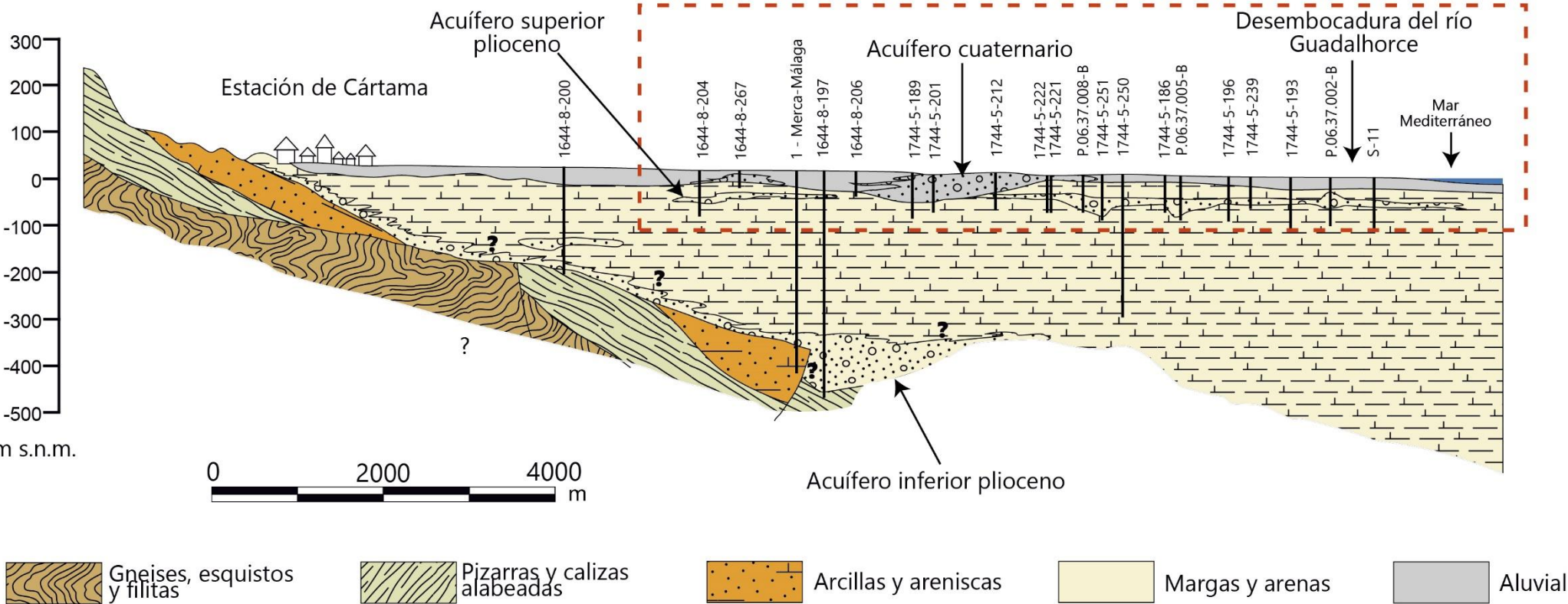




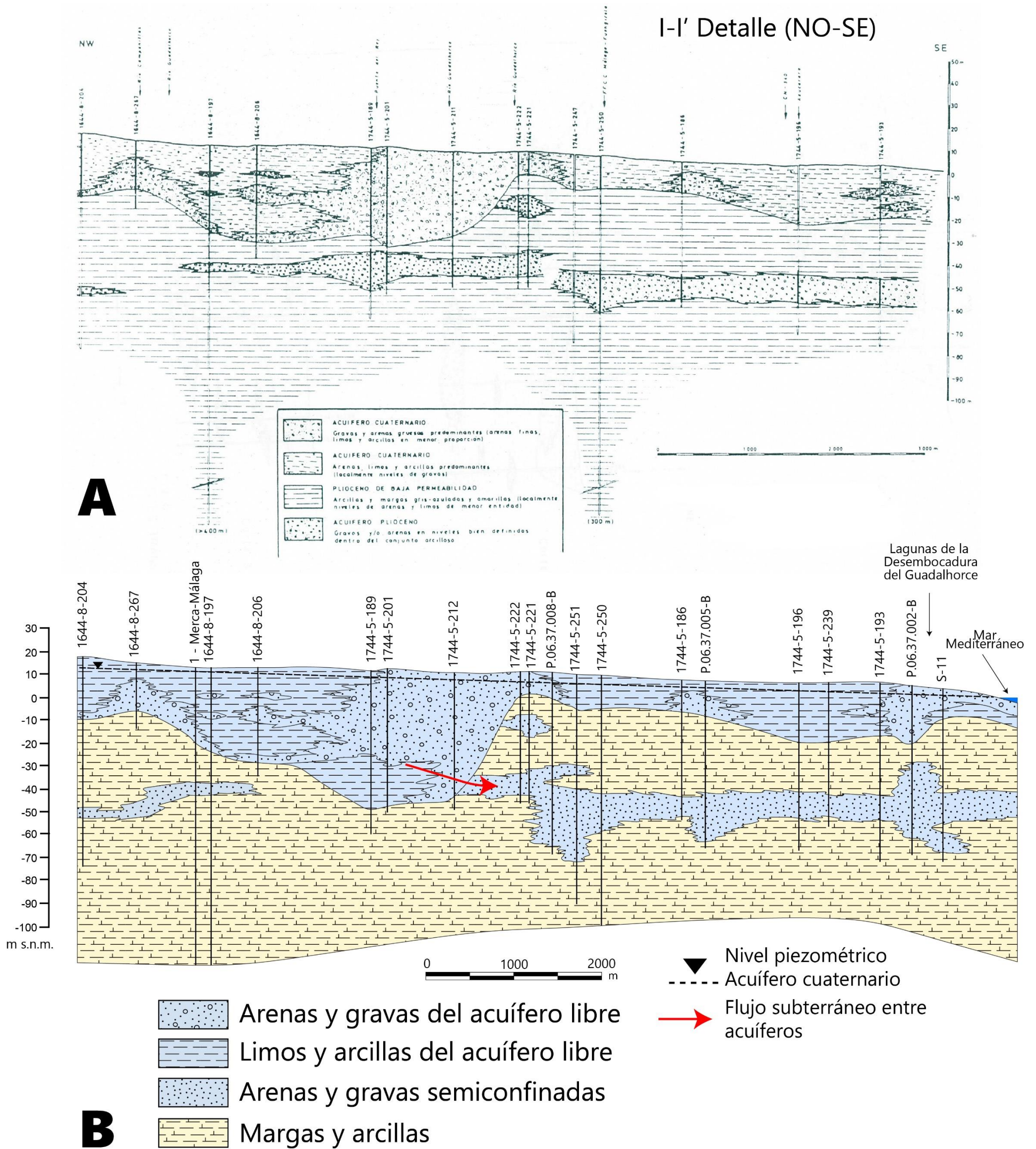


Mapa hidrogeológico y localización de los cortes hidrogeológicos I-I' a III-III'

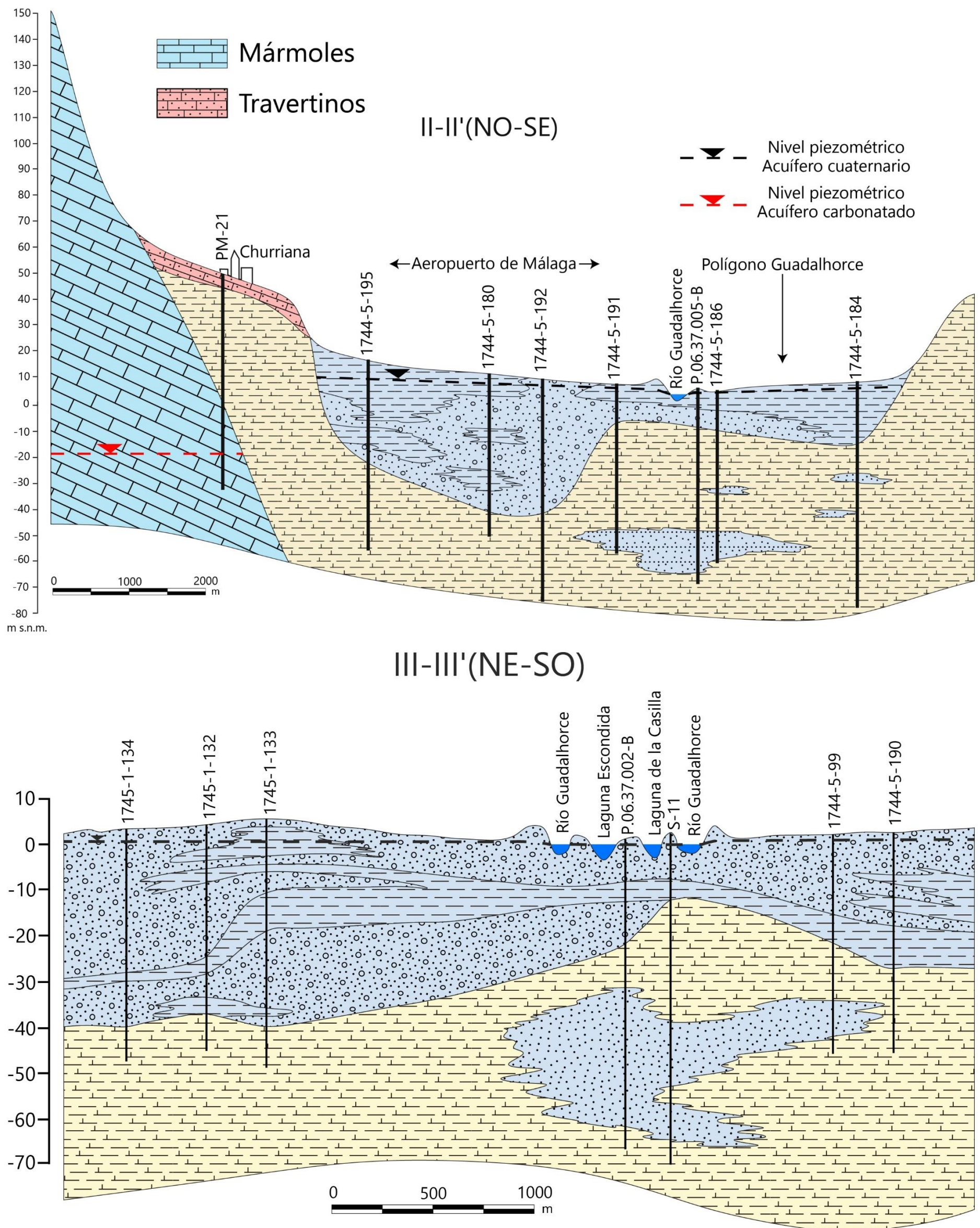
I-I' (NO-SE)



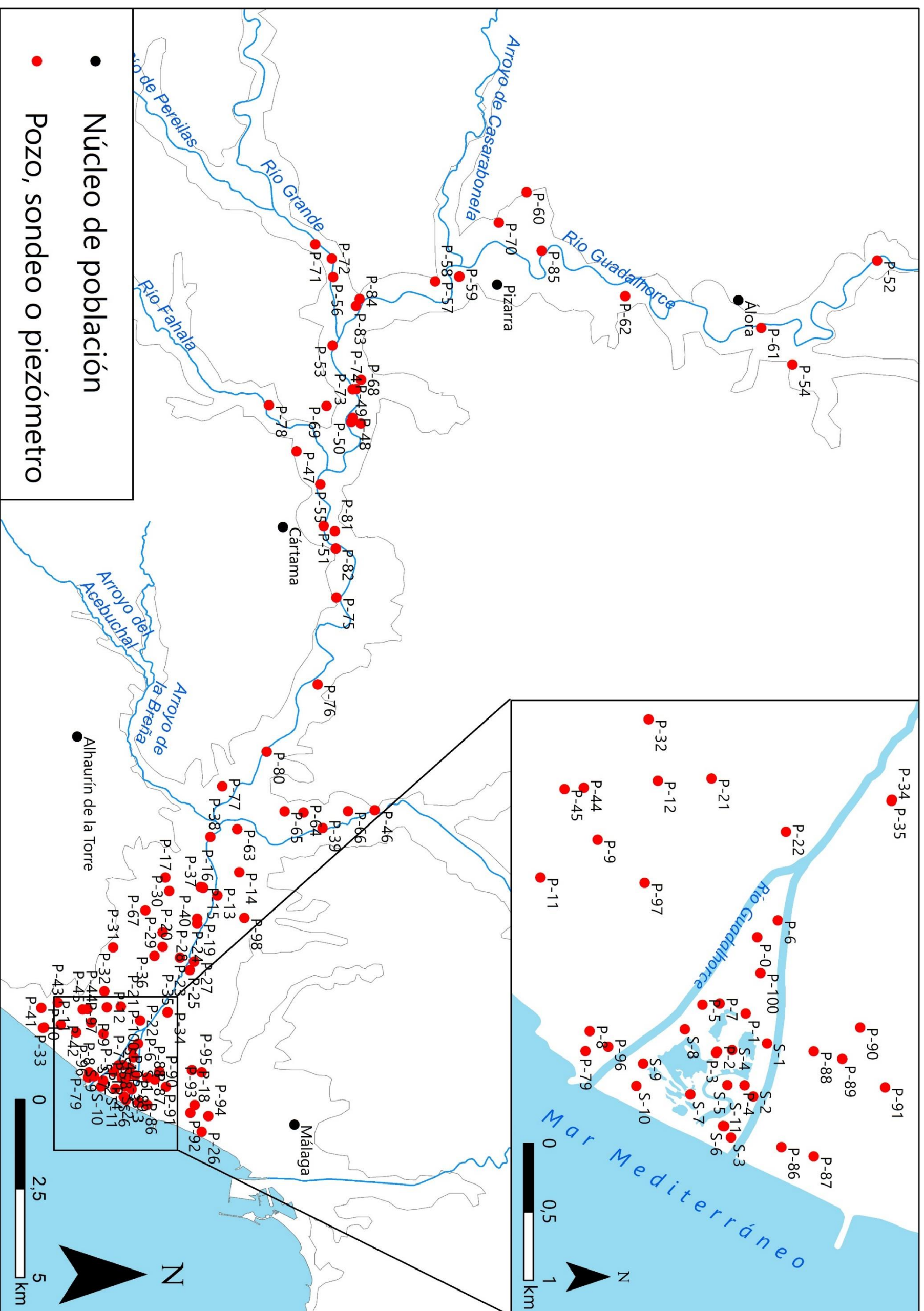
Corte geológico I-I' del Bajo Guadalhorce (modificado de Vadillo et al., 2007). Ver situación del corte en la figura superior. El recuadro rojo en línea discontinua indica la zona sobre la que se ha realizado un corte de detalle



Detalle del corte hidrogeológico I-I', en el que se muestra el corte original realizado por Linares et al., (1995) -A- y el corte modificado en la presente tesis doctoral -B-



Cortes hidrogeológicos II-II' y III-III' del Bajo Guadalhorce, transversales al río (tomados y modificados de IGME, 1983 y Linares et al., 1995).
El nivel piezométrico señalado en el acuífero carbonático (corte II-II') corresponde al medido en septiembre de 2016



Mapa de inventario de puntos de agua subterránea recopilados en la presente investigación



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Localización del área de estudio dentro de la provincia de Málaga.....	3
Figura 1.2. Fotografía, desde el sur, del valle del Guadalhorce, en las proximidades del río Guadalhorce, en la que se observa el Hacho de Pizarra, al frente. Autor: Antonio Lope Morales González.....	3
Figura 1.3. Localización de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce.....	5
Figura 1.4. Fotografía aérea de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce. Al fondo se observa la ciudad de Málaga. Autor: Antonio Lope Morales González	6
Figura 1.5. Detalle de algunos de los equipos instalados para el registro continuo de la altura de lámina de agua en las lagunas Eucaliptal (izquierda) y Escondida (derecha)	11
Figura 1.6. Detalle de las escalas limnimétricas instaladas en las lagunas Eucaliptal (izquierda) y Charca Sur (derecha)	12
Figura 1.7. Equipos utilizados para la medida y muestreo de aguas en humedales (izquierda) y medida puntual de la conductividad eléctrica la laguna Río Viejo (derecha)	12
Figura 1.8. Fotografías de los equipos utilizados para la medida de los niveles piezométricos. Izquierda: sonda piezométrica OTT de 50 m y data loggers utilizados para obtener un registro continuo. Derecha: medición del nivel piezométrico en el punto de agua P-10	13
Figura 1.9. Registro vertical de conductividad eléctrica y temperatura mediante una sonda SEBA KLL-Q (a la izquierda) en uno de los puntos de agua. A la derecha, sonda piezométrica OTT.....	14
Figura 2.1. Mapa de pluviometría anual media (mm) en la provincia de Málaga. Resaltada en color rosa se encuentra el área de estudio de la presente tesis doctoral	21
Figura 2.2. Mapa de temperatura media anual en la provincia de Málaga. Resaltada en color rosa se encuentra el área de estudio de la presente tesis doctoral	21
Figura 2.3. Mapa de estaciones pluviométricas recopiladas. En rojo se señala la estación IFAPA Churriana, que ha sido utilizada para representar gran parte de las evoluciones temporales de precipitaciones en esta memoria de tesis doctoral	23
Figura 2.4. Precipitación anual media de todas las estaciones elegidas de los periodos A y B entre los años hidrológicos 1997/98 y 2016/17	24
Figura 2.5. Valores de precipitación media del periodo A con respecto a los del periodo B.....	25
Figura 2.6. Mapas de distribución de precipitaciones correspondientes a los periodos A y B. Se han tenido en cuenta la media de la totalidad de los años de cada	

periodo (Media), la media de los años secos (AS) y la de los años húmedos (AH)	29
Figura 2.7. Precipitación anual media registrada en todas las estaciones pluviométricas consideradas en el periodo A (1997/98-2016/17). El color de las barras indica el tipo de año: blanco = medio, beige = seco; azul = húmedo.....	30
Figura 2.8. Desviación anual de la precipitación con respecto a la media (barras) y precipitación anual acumulada respecto a la media (línea con puntos) de las precipitaciones registradas en las estaciones pluviométricas durante el periodo A (1997/98-2016-17). El color de las barras indica el tipo de año: blanco = medio, beige = seco; azul = húmedo	31
Figura 2.9. Precipitación anual media registrada en todas las estaciones pluviométricas consideradas en el periodo B (1961/62-2016/17). El color de las barras indica el tipo de año: blanco = medio, beige = seco; azul = húmedo.....	31
Figura 2.10. Desviación anual de la precipitación con respecto a la media (barras) y precipitación anual acumulada respecto a la media (línea con puntos) de las precipitaciones registradas en las estaciones pluviométricas para el periodo B (1961/62-2016-17). El color de las barras indica el tipo de año: blanco = medio, beige = seco; azul = húmedo	32
Figura 2.11. Precipitación anual media registrada en todas las estaciones pluviométricas consideradas en el periodo de estudio (2013/14-2016/17). El color de las barras indica el tipo de año: blanco = medio, beige = seco; azul = húmedo	33
Figura 2.12. Precipitación mensual media registrada en todas las estaciones pluviométricas consideradas en el periodo de investigación (2013/14-2016/17). El color del fondo indica el tipo de año: beige = seco; azul = húmedo.....	33
Figura 2.13. Precipitación diaria registrada en la estación Málaga (Aeropuerto) durante el periodo de estudio (2013/14-2016/17).....	34
Figura 2.14. Registro diario de la temperatura del aire en la estación Málaga (Aeropuerto) entre 1942 y 2017	35
Figura 2.15. Temperaturas medias mensuales registradas en la estación Málaga (Aeropuerto) entre 1942 y 2017	36
Figura 2.16. Registro diario de temperaturas máximas y mínimas de varias estaciones termométricas del área de estudio	37
Figura 2.17. Mapa geológico del Bajo Guadalhorce. Elaborado a partir de IGME (1978).....	38
Figura 2.18. Secuencia litológica de la cuenca sedimentaria del Bajo Guadalhorce	41
Figura 2.19. Mapa de altitudes del área de estudio y situación de algunas estaciones de aforo de caudales en ríos	42
Figura 2.20. Mapa de pendientes del área de estudio	43

Figura 2.21. Evolución temporal del caudal (m ³ /s) del río Guadalhorce en la estación de aforos de Estación de Cártama entre 1998 y 2017. Fuente: S.A.I.H. Hidrosur.....	45
Figura 2.22. Evolución temporal del caudal (m ³ /s) del río Grande en la estación de aforos de Las Millanas entre 2010 y 2017. Fuente: S.A.I.H. Hidrosur	46
Figura 2.23. Evolución temporal del caudal (m ³ /s) del río Campanillas en la estación de aforos de la cola del embalse de Casasola entre 2015 y 2017. Fuente: S.A.I.H. Hidrosur	47
Figura 2.24. Diagramas de Stiff y facies hidroquímicas de las muestras de aguas superficiales del valle del Guadalhorce tomadas el 17/12/2015	48
Figura 2.25. Tomas de agua superficial del río Guadalhorce para diferentes usos y resultados de la campaña de aforos de caudales medidos el 16/01/2017	50
Figura 2.26. Compuertas (izquierda) y canal de derivación (derecha) en el azud de Paredones.....	50
Figura 2.27. Localización geográfica de la comarca del Valle del Guadalhorce dentro de la provincia de Málaga (MADECA, 2014).....	51
Figura 3.1. Mapa hidrogeológico y localización de los cortes hidrogeológicos I-I' a III-III'	54
Figura 3.2. Corte geológico I-I' del Bajo Guadalhorce (modificado de Vadillo et al., 2007). Ver situación del corte en la figura 3.1. El recuadro rojo en línea discontinua indica la zona sobre la que se ha realizado un corte de detalle (Fig. 3.5)	55
Figura 3.3. Ejemplo de testigos de sondeos de los tramos margoso (izquierda) y arenoso (derecha) de los materiales superiores de la secuencia pliocena del Bajo Guadalhorce, extraídos de los piezómetros construidos en el sector de la desembocadura, en el marco de la presente tesis doctoral. La longitud de cada fila es de 1 m	56
Figura 3.4. Espesor y extensión lateral del acuífero superior plioceno (tomado y modificado de Linares et al., 1995)	57
Figura 3.5. Detalle del corte hidrogeológico I-I' de la figura 3.2, en el que se muestra el corte original realizado por Linares et al., (1995) -A- y el corte modificado en la presente tesis doctoral -B-. Ver situación del corte en la figura 3.1.....	58
Figura 3.6. Mapa del espesor del acuífero cuaternario (tomado y modificado de Linares et al., 1995).....	60
Figura 3.7. Litofacies predominantes del acuífero cuaternario (tomado y modificado de Linares et al., 1995)	60
Figura 3.8. Ejemplo de testigos de diferentes tramos arenosos y arcillosos/limosos de los materiales cuaternarios del Bajo Guadalhorce. La longitud de cada fila es de 1 m	61
Figura 3.9. Cortes hidrogeológicos II-II' y III-III' del Bajo Guadalhorce, transversales al río (tomados y modificados de IGME, 1983 y Linares et al., 1995). El nivel piezométrico señalado en el acuífero carbonático (corte II-II') corresponde	

al medido en septiembre de 2016. Véase situación de los cortes en la figura 3.1 y leyenda en la figura 3.5	62
Figura 3.10. Mapa de inventario de puntos de agua subterránea recopilados en la presente investigación (en tamaño ampliado puede verse en el anexo 4)	63
Figura 3.11. Evoluciones piezométricas de varios piezómetros pertenecientes a la red de control del IGME y de la DHCMA cuya entubación está ranurada, exclusivamente, en el acuífero cuaternario. Nótese los registros correspondientes a los piezómetros 1744-5-194 y P.06.37.001-B (P-3), que por su cercanía y similar columna litológica se han dibujado en la misma gráfica.....	67
Figura 3.12. Evoluciones piezométricas de varios piezómetros pertenecientes a la red de control del IGME y de la DHCMA cuya entubación está ranurada, exclusivamente, en el acuífero superior plioceno.....	68
Figura 3.13. Localización de las parejas de piezómetros que se construyeron expresamente para comparar las evoluciones piezométricas de los acuíferos cuaternario y superior plioceno. Véanse registros en las figuras 3.14, 3.15 y 3.16	69
Figura 3.14. Evoluciones piezométricas de varios piezómetros contruidos y controlados por el IGME. Véase localización en la figura 3.13. P = acuífero superior plioceno, Q = acuífero cuaternario	71
Figura 3.15. Evoluciones piezométricas de varios piezómetros contruidos y controlados por la DHCMA. Véase localización en la figura 3.13. P = acuífero superior plioceno, Q = acuífero cuaternario.....	72
Figura 3.16. Evolución piezométrica en piezómetros contruidos y controlados en el marco de la presente investigación. Véase localización en la figura 3.13. P = acuífero superior plioceno, Q = acuífero cuaternario.....	73
Figura 3.17. Mapa de isopiezas del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce en junio de 1976 (modificado y re-editado de Linares et al., 1988)	74
Figura 3.18. Mapa de isopiezas del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce en octubre de 1982 (modificado y re-editado de Linares et al., 1988).....	75
Figura 3.19. Mapa de isopiezas del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce de marzo de 1990 (elaboración propia a partir de datos piezométricos obtenidos de la Base de Datos de Agua del IGME)	76
Figura 3.20. Mapa de isopiezas del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce realizado a partir de datos obtenidos en abril de 2017.....	78
Figura 3.21. Mapa de isopiezas del sector costero del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce en 1996 (modificado y reeditado de GHUMA-EMASA, 1996)	79
Figura 3.22. Mapa de isopiezas del sector costero del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce realizado a partir de datos obtenidos en 2017	80
Figura 3.23. Localización de los sensores de registro continuo, instalados en algunos sondeos de la desembocadura del Guadalhorce	81
Figura 3.24. Registros continuos y puntuales de cotas piezométricas obtenidos de varios piezómetros del acuífero cuaternario (I)	82

Figura 3.25. Registros continuos y puntuales de cotas piezométricas obtenidos de varios piezómetros del acuífero cuaternario (II)	83
Figura 3.26. Registros continuos y puntuales de cotas piezométricas obtenidos en varios piezómetros que captan agua del acuífero superior plioceno	84
Figura 3.27. Sondeo S-11 en estado de surgencia el 12/12/2016	84
Figura 3.28. Diagrama de Piper de las muestras de agua subterránea tomadas por el IGME entre 1977 y 2001, en los acuíferos cuaternario y superior plioceno	86
Figura 3.29. Diagramas de Stiff y valores de conductividad eléctrica de las muestras de agua tomadas por el IGME en marzo de 1990, así como de dos muestras (L-2 y L-5) tomadas en 1997 por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía en dos lagunas de la desembocadura del Guadalhorce. Q = acuífero cuaternario; P = acuífero superior plioceno.....	89
Figura 3.30. Diagrama de Piper de las muestras de agua subterránea tomadas por el IGME, en marzo de 1990, en los acuíferos cuaternario y superior plioceno	90
Figura 3.31. Diagramas de Stiff y valores de conductividad eléctrica de las muestras de agua tomadas en abril de 2017 en el marco de la presente tesis doctoral. Q = acuífero cuaternario; P = acuífero superior plioceno	93
Figura 3.32. Diagrama de Piper de las muestras de agua subterránea y superficial tomadas en abril de 2017, en el marco de la presente tesis doctoral.....	94
Figura 3.33. Mapas de isovalores de conductividad eléctrica (CE – mS/cm) de las aguas del acuífero cuaternario entre 1976 y 2017. Mapas de 1976 y 1982 tomados y modificados de Linares et al. (1988)	96
Figura 3.34. Mapas de isocontenidos de cloruros (mg/l) de las aguas del acuífero cuaternario entre 1976 y 2017. Mapas de 1976 y 1982 tomados y modificados de Linares et al. (1988).....	97
Figura 3.35. Mapas de isocontenidos de sulfatos (mg/l) de las aguas del acuífero cuaternario entre 1976 y 2017. Mapas de 1976 y 1982 tomados y modificados de Linares et al. (1988).....	98
Figura 3.36. Mapas de isocontenidos de nitratos (mg/l) de las aguas del acuífero cuaternario en marzo de 1990 (arriba) y abril de 2017 (abajo)	99
Figura 3.37. Mapa de isocontenidos de oxígeno disuelto (mg/l) de las aguas del acuífero cuaternario en abril de 2017	101
Figura 3.38. Puntos donde se han evidenciado síntomas de salinización en el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce y evoluciones temporales de conductividad eléctrica, cloruro y sodio de tres de ellos (tomado y modificado de Sánchez, 2010). SUIG677 = 1744-5-0194.....	102
Figura 3.39. Representación de los factores principales del ACP efectuado con la información de la conductividad eléctrica y algunos componentes químicos mayoritarios de las muestras de agua tomadas por el IGME en marzo de 1990, en los acuíferos cuaternario y superior plioceno. Véase localización de las muestras en la tabla 3.3 y figura 3.29	105

Figura 3.40. Representación de los factores principales del ACP efectuado con la información de la conductividad eléctrica y algunos componentes químicos mayoritarios de las muestras de agua tomadas en abril de 2017, en los acuíferos cuaternario y superior plioceno	106
Figura 3.41. Representación de los factores principales del ACP efectuado con la información de la conductividad eléctrica y algunos componentes químicos mayoritarios de las muestras de agua tomadas en marzo de 1990 y abril de 2017 en los acuíferos cuaternario y superior plioceno	108
Figura 3.42. Relación cloruros-conductividad eléctrica de las muestras de agua subterránea tomadas en las campañas de marzo de 1990 y abril de 2017.....	109
Figura 3.43. Gráfico de la relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ y la concentración de Cl^- de las muestras de agua subterránea tomadas en las campañas de marzo de 1990 y abril de 2017.....	110
Figura 3.44. Gráfico de la relación entre Na^+/Cl^- y la conductividad eléctrica de las muestras de agua subterránea tomadas en las campañas de marzo de 1990 y abril de 2017.....	111
Figura 3.45. Relación entre la suma de calcio y magnesio frente a la suma de sulfatos y bicarbonatos de las muestras de agua subterránea tomadas en las campañas de marzo de 1990 y abril de 2017	112
Figura 3.46. Relación entre la suma de la concentración molar de Cl^- y SO_4^{2-} y la suma de Na^+ y K^+ de las muestras de agua subterránea tomadas en las campañas de marzo de 1990 y abril de 2017.....	113
Fig. 3.47. Relación entre la ratio Cl^-/Br^- y Cl^- de las muestras de agua subterránea tomadas en la campaña de abril de 2017	114
Figura 3.48. Registros continuos de CE obtenidos en varios piezómetros que captan agua del acuífero cuaternario durante el periodo de investigación. Véase situación de los puntos en figura 3.23	115
Figura 3.49. Registros continuos de CE del agua obtenidos en varios piezómetros del acuífero cuaternario, del 02/08/2016 al 04/08/2016. Véase situación de los puntos en figura 3.23	116
Figura 3.50. Registro continuo de CE obtenido en el piezómetro S-11, que capta agua del acuífero superior plioceno	117
Figura 3.51. Registros continuos de temperatura del agua obtenidos en varios piezómetros del acuífero cuaternario. Véase situación de los puntos en figura 3.23	118
Figura 3.52. Registros continuos de temperatura del agua obtenidos en varios piezómetros del acuífero cuaternario, del 02/08/2016 al 04/08/2016. Véase situación de los puntos en figura 3.23	119
Figura 3.53. Registro continuo de temperatura obtenido de un piezómetro que capta agua del acuífero plioceno	120
Figura 3.54. Localización de los puntos donde se han realizado registros verticales de CE y temperatura y de los perfiles de las figuras 3.55 y 3.56.....	121

Figura 3.55. Perfiles de isoconductividad eléctrica registrada en los acuíferos de la desembocadura del Guadalhorce el 28/12/2016. Véase situación en la figura 3.54	122
Figura 3.56. Perfiles de isoconductividad eléctrica registrada en los acuíferos de la desembocadura del Guadalhorce el 28/06/2018. Véase situación en la figura 3.54	123
Figura 3.57. Registros verticales de la temperatura del agua efectuados en algunos sondeos del sector costero del Bajo Guadalhorce	125
Figura 3.58. Registros de mareas y niveles piezométricos obtenidos a partir de data loggers instalados en los sondeos entre el 02/08/2016 y el 04/08/2016. El espacio sombreado indica la diferencia entre dos picos de mareas	128
Figura 3.59. Lugares en los que se han realizado ensayos de bombeo (ITGE, 1996)	130
Figura 4.1. Modelo conceptual de entradas y salidas de agua del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce	140
Figura 4.2. Límites establecidos para el modelo hidrogeológico, en comparación con los límites cartográficos del acuífero cuaternario	141
Figura 4.3. Esquema 3D del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce.....	142
Figura 4.4. Malla de 100 x 100 metros establecida para el modelo de flujo	142
Figura 4.5. Áreas que se han considerado impermeables dentro de los límites del modelo del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce en los periodos 1974-1996 y 1997-2017	145
Figura 4.6. Tipologías de cultivos presentes dentro de los límites del modelo del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce en los periodos 1974-1996 y 1997-2017	146
Figura 4.7. Zonas de recarga lateral que se han considerado para la calibración del modelo de flujo del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce.....	147
Figura 4.8. Principales ríos tenidos en cuenta para la modelización del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce en los periodos 1974-1996 y 1997-2017. Nótese la diferencia morfológica del río Guadalhorce en el tramo más cercano al mar .	149
Figura 4.9. Pozos de bombeo tenidos en cuenta para la modelización del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce	151
Figura 4.10. Puntos de observación de cotas piezométricas que se han tenido en cuenta para la elaboración del modelo de flujo del acuífero aluvial cuaternario del Bajo Guadalhorce.....	152
Figura 4.11. Puntos para la calibración del modelo del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce	154
Figura 4.12. Distribución de la permeabilidad utilizada para la calibración del modelo de flujo de agua subterránea del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce, obtenida por interpolación mediante el método de Point Inverse Distance Squared	155

Figura 4.13. Distribución de la permeabilidad utilizada para la calibración del modelo de flujo de agua subterránea del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce, obtenida a partir del mapa de litofacies de la figura 3.7.....	156
Figura 4.14. Resultado de la simulación en régimen permanente del acuífero aluvial cuaternario del Bajo Guadalhorce para las tres distribuciones espaciales de conductividad hidráulica descritas en el apartado 4.5.1	159
Figura 4.15. Resultados de la calibración del modelo en régimen transitorio del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para la configuración de permeabilidades K1 (1).....	161
Figura 4.16. Resultados de la calibración del modelo en régimen transitorio del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para la configuración de permeabilidades K1 (2)	162
Figura 4.17. Resultados de la calibración del modelo en régimen transitorio del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para la configuración de permeabilidades K2 (1)	163
Figura 4.18. Resultados de la calibración del modelo en régimen transitorio del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para la configuración de permeabilidades K2 (2).....	164
Figura 4.19. Resultados de la calibración del modelo en régimen transitorio del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para la configuración de permeabilidades K3(1)	165
Figura 4.20. Resultados de la calibración del modelo en régimen transitorio del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para la configuración de permeabilidades K3 (2).....	166
Figura 4.21. Datos observados frente a simulados en la modelización del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para las tres configuraciones de permeabilidades consideradas.....	168
Figura 4.22. Volumen anual de entradas simuladas al acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce	172
Figura 4.23. Volumen anual de salidas simuladas del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce	173
Figura 4.24. Modelo conceptual modificado del funcionamiento hidrogeológico del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce. La línea de puntos representa un flujo muy reducido.....	175
Figura 5.1. Lagunas de la desembocadura del Guadalhorce	178
Figura 5.2. Evolución temporal de la cota del agua y algunos parámetros físico-químicos registrados en las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce entre 1995 y 2019. La zona sombreada corresponde al periodo de estudio de la presente tesis doctoral y los datos previos se han recopilado de Consejería de Medio Ambiente (1998, 2005) y de Lucena y Carrasco (2000)	180
Figura 5.3. Vista aérea de la laguna Escondida (tomado de Bing Maps).....	181

Figura 5.4. Evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos y de algunos componentes químicos del agua de la laguna Escondida durante el periodo de estudio	182
Figura 5.5. Vista aérea de la laguna Grande (tomado de Bing Maps)	183
Figura 5.6. Evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos y de algunos componentes químicos del agua de la laguna Grande durante el periodo de estudio.....	184
Figura 5.7. Vista aérea de la laguna de la Casilla (tomado de Bing Maps)	185
Figura 5.8. Evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos y de algunos componentes químicos del agua de la laguna de la Casilla durante el periodo de estudio	186
Figura 5.9. Vista aérea de la laguna de Limícolas (tomado de Bing Maps).....	187
Figura 5.10. Evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos y de algunos componentes químicos del agua la laguna de Limícolas durante el periodo de estudio	188
Figura 5.11. Vista aérea de las lagunas Eucaliptal, Costera y Charca Sur (tomado de Bing Maps).....	189
Figura 5.12. Evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos y de algunos componentes químicos del agua de la laguna del Eucaliptal durante el periodo de estudio	190
Figura 5.13. Vista aérea de la laguna del Río Viejo (tomado de Bing Maps)	191
Figura 5.14. Evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos y de algunos componentes químicos del agua de la laguna del Río Viejo durante el periodo de estudio	192
Figura 5.15. Evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos y de algunos componentes químicos del agua de la laguna Costera durante el periodo de estudio	193
Figura 5.16. Evolución temporal de los principales parámetros físico-químicos y de algunos componentes químicos del agua de la Charca Sur durante el periodo de estudio.....	195
Figura 5.17. Localización y tipo de los sensores de registro continuo instalados en algunas lagunas de la desembocadura del Guadalhorce.....	197
Figura 5.18. Registros continuos y puntuales de cota de lámina de agua obtenidos en varias lagunas de la desembocadura del Guadalhorce. Véase localización en figura 5.17.....	198
Figura 5.19. Detalle de varios registros continuos de cota de lámina de agua obtenidos en las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce entre los días 1 y 5 de agosto de 2016. Véase localización en figura 5.17	199
Figura 5.20. Registro continuo de conductividad eléctrica del agua de la laguna Escondida entre abril de 2016 y septiembre de 2017. Véase localización en figura 5.17	200

Figura 5.21. Registro continuo de conductividad eléctrica del agua de la laguna Escondida entre el 1 y el 10 de agosto de 2016. Véase localización en figura 5.17	200
Figura 5.22. Diagrama de Piper correspondiente a las muestras de agua tomadas en las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce entre octubre de 2013 y enero de 2019	201
Figura 5.23. Representación gráfica de la evolución de la concentración de Na^+ y Cl^- entre 1997 y 2019 en las lagunas Grande y Eucaliptal	203
Figura 5.24. Evolución temporal de la conductividad eléctrica del agua en los humedales del complejo lagunar de la desembocadura del Guadalhorce entre enero de 1995 y enero de 2019. El periodo de estudio de la presente tesis doctoral se indica mediante el sombreado gris	204
Figura 5.25. Conductividad eléctrica media registrada en el agua de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce durante el periodo 2013-2019 y cortes esquemáticos 1-1' y 2-2' con la magnitud relativa del calado de las lagunas	206
Figura 5.26. Valores medios anuales de conductividad eléctrica registrados en los humedales de la desembocadura del Guadalhorce entre 2008 y 2017. Véase la precipitación anual en la esquina inferior derecha de cada mapa	207
Figura 5.27. Puntos en los que se han instalado equipos de registro continuo durante el periodo de estudio	210
Figura 5.28. Evoluciones temporales de precipitaciones, mareas y datos obtenidos de los data loggers durante el periodo comprendido entre el 20 de noviembre y el 15 de diciembre de 2016	211
Figura 5.29. Evoluciones temporales de precipitaciones, mareas y datos obtenidos de los data loggers durante el periodo comprendido entre el 14 y el 24 de julio de 2016	212
Figura 5.30. Evoluciones temporales de precipitaciones, mareas y datos obtenidos de los data loggers durante el periodo comprendido entre el 2 y el 5 de agosto de 2016	214
Figura 5.31. Evoluciones temporales de mareas y de la temperatura del aire, así como de los datos obtenidos de los data loggers instalados en el río Guadalhorce, en la laguna Escondida y en el sondeo P-3 del acuífero cuaternario durante el 2 de agosto de 2016	215
Figura 5.32. Mapa de isopiezas del área de la desembocadura del Guadalhorce en febrero (A) y agosto (B) de 2017	216
Figura 5.33. Mapa de variabilidad de niveles de agua en pozos y humedales de la desembocadura del Guadalhorce a partir de mediciones puntuales efectuadas entre junio de 2016 y diciembre de 2017	218
Figura 5.34. Series temporales de largo término del periodo A a las que se les ha aplicado el análisis espectral y de wavelet	219
Figura 5.35. Series temporales de corto término del periodo A a las que se les ha aplicado el análisis espectral y de wavelet	220

Figura 5.36. Resultados del análisis espectral llevado a cabo en las series de datos del periodo A.....	225
Figura 5.37. Resultados del análisis espectral llevado a cabo con los registros de nivel de agua en piezómetros, humedales y río en el periodo B	226
Figura 5.38. Resultados del análisis espectral llevado a cabo para los registros de conductividad eléctrica y temperatura del agua en piezómetros y humedales, así como de la precipitación y temperatura del aire correspondiente al periodo B..	228
Figura 5.39. Análisis wavelet a largo término de los registros correspondientes al periodo A.....	229
Figura 5.40. Análisis wavelet a corto término de los registros correspondientes al periodo A.....	230
Figura 5.41. Análisis wavelet con los registros correspondientes al periodo B de las series de datos de precipitación y de temperatura del aire	230
Figura 5.42. Análisis wavelet de los registros correspondientes al periodo B de la altura limnimétrica de las lagunas, del río Guadalhorce y del nivel del mar, así como de las cotas piezométricas del acuífero plioceno (P-2 y S-11)	231
Figura 5.43. Análisis wavelet de los registros correspondientes al periodo B de las cotas piezométricas del acuífero cuaternario	232
Figura 5.44. Análisis wavelet de los registros del periodo B, correspondientes a la conductividad eléctrica de las aguas de la laguna Escondida y de algunos sondeos del acuífero cuaternario	234
Figura 5.45. Análisis wavelet de los registros del periodo B, correspondientes a la temperatura de las aguas de las lagunas	234
Figura 5.46. Análisis wavelet de los registros del periodo B, correspondientes a la temperatura de las aguas de algunos puntos de los acuíferos cuaternario y superior plioceno (S-11).....	235
Figura 5.47. Resultado del análisis correlatorio cruzado, a largo término, de las series temporales de precipitación, mareas y temperatura del aire (señales de entrada) y de la laguna Escondida, cota piezométrica en el punto P-3, correspondiente al acuífero cuaternario, y altura de lámina de agua en el río Guadalhorce (señales de salida) en el periodo A	236
Figura 5.48. Resultado del análisis correlatorio cruzado, a corto término, de las series temporales de precipitación, mareas y temperatura del aire (señales de entrada) y de la laguna Escondida, cota piezométrica en el punto P-3, correspondiente al acuífero cuaternario, y altura de lámina de agua en el río Guadalhorce (señales de salida) en el periodo A	237
Figura 5.49. Resultado del análisis correlatorio cruzado, a largo y corto término, de las series temporales de cota piezométrica en el punto P-3 -acuífero cuaternario- (señal de entrada) y altura de lámina de agua en la laguna Escondida (señal de salida) durante el periodo A	238
Figura 5.50. Gráfico de la relación Cl ⁻ /Br ⁻ y la concentración de Cl ⁻ a partir de la campaña de muestreo llevada a cabo en abril de 2017 en los sistemas hidrológicos	

que interactúan en el Bajo Guadalhorce. Clasificación de muestras tomada de Alcalá y Custodio (2008).....	239
Figura 5.51. Representación de los valores de $\delta^{18}\text{O}$ frente a los de $\delta^2\text{H}$ de las muestras de agua recogidas durante la campaña de abril de 2017. Se incluyen las ecuaciones que definen las líneas meteóricas representadas (Mundial y del Mediterráneo Occidental)	241
Figura 5.52. Representación de los factores principales del ACP realizado con la información de todas las variables físico-químicas y componentes químicos mayoritarios de las muestras de agua tomadas en el Bajo Guadalhorce en la campaña de abril de 2017.....	242
Figura 5.53. Relación de la altura de lámina de agua (h) con la superficie inundada (A) en las lagunas Grande (A) y Río viejo (B). Se representan las ecuaciones que relacionan la altura limnimétrica con el área o superficie inundada	245
Figura 5.54. Porcentaje promedio anual de cada componente del balance hidrológico de los humedales de la desembocadura del Guadalhorce entre los años hidrológicos 2013/14 y 2017/18. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas	249
Figura 5.55. Resultados del balance hidrológico diario de la laguna Escondida en los meses de julio de 2016 y febrero de 2017. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas. Los valores de Ev se representan en negativo dado que constituyen salidas del humedal	251
Figura 5.56. Resultados del balance hidrológico diario de la laguna Costera en los meses de julio de 2016 y febrero de 2017. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas. Los valores de Ev se representan en negativo dado que constituyen salidas del humedal	252
Figura 5.57. Resultados del balance hidrológico horario de la laguna Escondida en los meses de julio de 2016, noviembre de 2016 y febrero de 2017. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas. Los valores de Ev se representan en negativo dado que constituyen salidas del humedal	254
Figura 5.58. Resultados del balance hidrológico horario de la laguna Eucaliptal en los meses de julio de 2016, noviembre de 2016 y febrero de 2017. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas. Los valores de Ev se representan en negativo dado que constituyen salidas del humedal	255
Figura 5.59. Resultados del balance hidrológico horario de la laguna Costera en los meses de julio de 2016, noviembre de 2016 y febrero de 2017. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas. Los valores de Ev se representan en negativo dado que constituyen salidas del humedal	256

Figura 5.60. Modelo conceptual del funcionamiento hidrológico diario de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce. El tamaño de las flechas es proporcional a la magnitud relativa de cada componente.....	258
Figura 5.61. Diagrama de flujo del funcionamiento hidrológico-hidrogeológico de los sistemas hidrológicos existentes en la desembocadura del Guadalhorce.....	259
Figura 5.62. Esquema conceptual del funcionamiento hidrológico-hidrogeológico de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce. P: precipitación, ET: evapotranspiración. El grosor de las flechas de P y ET indica la magnitud relativa del volumen de agua movilizado	260
Figura 5.63. Localización y planta del encauzamiento del río Guadalhorce en su desembocadura.....	263
Figura 5.64. Usos del suelo del sector costero del Bajo Guadalhorce en 1996 (A) y 2015 (B).....	264
Figura 5.65. Relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ frente a la concentración de Cl^- de las lagunas Grande y Eucaliptal en diferentes periodos	267
Figura 5.66. Número de especies reproductivas y parejas de aves nidificantes de los humedales de la desembocadura del Guadalhorce entre 1997 y 2017. S: estadístico de Mann-Kendall, que indica la tendencia de la serie de datos.....	268
Figura 5.67. Número de individuos de <i>Anas platyrhynchos</i> e <i>Himantopus himantopus</i> censados en la laguna Grande entre 1997 y 2017. S: estadístico de Mann-Kendall, que indica la tendencia de la serie de datos.....	269
Figura 5.68. Esquemas hidrogeológicos conceptuales del funcionamiento de los humedales de la desembocadura del Guadalhorce antes y después de las obras de encauzamiento. Los cortes 1-1' y 2-2' corresponden a la situación post-encauzamiento. El número de aves representadas es relativa a la cantidad de población censada.....	272
Figura 5.69. Diagrama conceptual que ilustra los efectos de la hidrología en las funciones de un humedal y de las repercusiones que la biota tiene en la hidrología del humedal (tomado y modificado de Mitsch y Gosselink, 2015)	273
Figura 6.1. Ciclo del agua (Barceló y López de Alda, 2008).....	276
Figura 6.2. Humedales a restaurar y descripción de las conducciones, así como ubicación de la EDAR Guadalhorce	278
Figura 6.3. Modelo conceptual del funcionamiento de los humedales experimentales.....	279
Figura 6.4. Diagrama de flujo de las actuaciones llevadas a cabo en el proyecto de restauración de humedales.....	280
Figura 6.5. Punto seleccionado para la conexión de la conducción en la EDAR Guadalhorce (fotos anteriores a las obras)	282
Figura 6.6. Croquis de la tubería por debajo del cauce del río Guadalhorce.....	283
Figura 6.7. Conexión de las tuberías en el partidior	283
Figura 6.8. Algunos de los trabajos de construcción de la conducción	284

Figura 6.9. Equipo de desinfección ultravioleta (A), caudalímetro (B) y automatismo (C). Véase también la figura 6.5, previa a la instalación del equipo	285
Figura 6.10. Sondeos perforados en el marco del proyecto de restauración de humedales.....	285
Figura 6.11. Columnas litológicas de los sondeos S-1, S-2, S-3 y S-4	286
Figura 6.12. Columnas litológicas de los sondeos S-5, S-6, S-7 y S-8	287
Figura 6.13. Columnas litológicas de los sondeos S-9, S-10 y S-11.....	288
Figura 6.14. Cubeta de la laguna experimental antes (izquierda) y después (derecha) de los trabajos de desbroce.....	289
Figura 6.15. Escalas limnimétricas instaladas en la Charca Sur (A), en el brazo derecho (B) y en el brazo izquierdo (C) del río Guadalhorce	289
Figura 6.16. (A) Puntos de muestreo de la campaña de caracterización preliminar (junio 2016). Se muestran las proporciones de 5 compuestos emergentes y la concentración de coliformes totales, (B) Detalle de la zona de la desembocadura del río Guadalhorce, (C) diagramas de barras de la proporción de estos 5 compuestos emergentes y de la concentración de E. coli.....	292
Figura 6.17. Evolución temporal, durante los días 23 y 24 de mayo, así como el 1, 2 y 3 de junio, del caudal horario aportado desde la EDAR Guadalhorce	295
Figura 6.18. A: punto de aporte de las aguas regeneradas en el humedal experimental. B: panorámica del humedal (27/07/2017).....	295
Figura 6.19. A. Estado del humedal experimental el 27/07/2017 (A) y el 04/10/2017 (B). Punto de conexión entre los dos vasos lagunares (C)	296
Figura 6.20. Parámetros físico-químicos medidos en el agua aportada a la laguna experimental (Fig. 6.2). La línea azul discontinua marca la concentración media en la EDAR	298
Figura 6.21. Sólidos en suspensión, nutrientes y concentración de Escherichia coli medidos en el agua aportada a la laguna experimental (Fig. 6.2). La línea azul discontinua marca la concentración media en la EDAR	299
Figura 6.22. Conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y E. coli registrados en la campaña del 14/02/2018	301
Figura 6.23. Conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y E. coli registrados en la campaña del 19/04/2018	302
Figura 6.24. Conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y E. coli registrados en la campaña del 28/06/2018	303
Figura 6.25. Algunos ejemplos de aves observadas en el humedal experimental. Charadrius hiaticula –Chorlitejo grande- (izquierda) y Bubulcus ibis –Garcilla bueyera- (derecha)	306
Figura 6.26. Algunos ejemplos de vegetación emergente observada en la laguna experimental. Phragmites australis –carrizo- (izquierda) y Tamarix africana –taraje- (derecha).....	306



Figura 6.27. Resultados de la toma de muestras de larvas de mosquito realizada por el Ayuntamiento de Málaga entre marzo de 2017 y mayo de 2018.....	310
--	-----



Índice de tablas

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Listado de estaciones meteorológicas recopiladas22

Tabla 2.2. Resumen de precipitaciones registradas en el periodo A (1997/98-2016/17). Los años resaltados en negrita corresponden a los completados por regresión lineal26

Tabla 2.3. Resumen de precipitaciones registradas en el periodo B (1961/62-2016/17). Los años resaltados en negrita corresponden a los completados por regresión lineal 27

Tabla 2.4. Régimen de caudales mensuales medios (m³/s) del río Guadalhorce a su paso por Estación de Cártama (DHCMA, 2015a)44

Tabla 2.5. Datos puntuales del caudal medidos en los ríos Guadalhorce y Grande a escasos metros aguas arriba de su confluencia. Véase localización en la figura 2.2445

Tabla 2.6. Estado ecológico y químico de las principales masas de aguas superficiales del Bajo Guadalhorce (DHCMA, 2015a)49

Tabla 3.1. Valores de permeabilidad obtenidos a partir de ensayos granulométricos en los materiales extraídos de los sondeos perforados en abril de 2016 en el marco del proyecto de restauración de humedales. Véase localización de los puntos en la figura 3.1059

Tabla 3.2. Inventario de puntos de agua subterránea recopilados en la presente tesis doctoral.....64

Tabla 3.3. Datos hidroquímicos correspondientes a la campaña de muestreo de agua subterránea tomadas por el IGME en marzo de 1990 y por la Junta de Andalucía en dos humedales (L-2 y L-5) de la desembocadura del Guadalhorce (mayo de 1997).....87

Tabla 3.3. Continuación..... 88

Tabla 3.4. Datos hidroquímicos correspondientes a la campaña de muestreo realizada en el marco de la presente tesis doctoral, en abril de 2017 91

Tabla 3.4. Continuación.....92

Tabla 3.5. Matriz de correlación estadística correspondiente al ACP efectuado con la información de la conductividad eléctrica y algunos componentes químicos mayoritarios de las muestras de agua tomadas por el IGME en 1990, en los acuíferos cuaternario y superior plioceno104

Tabla 3.6. Matriz de correlación estadística correspondiente al ACP efectuado con la información de la conductividad eléctrica y algunos componentes químicos mayoritarios de las muestras de agua tomadas en abril de 2017, en los acuíferos cuaternario y superior plioceno.....106

Tabla 3.7. Matriz de correlación estadística correspondiente al ACP efectuado con la información de la conductividad eléctrica y algunos componentes químicos mayoritarios de las muestras de agua tomadas en 1990 y 2017 en los acuíferos cuaternario y superior plioceno	107
Tabla 3.8. Valores de transmisividad (T) calculados mediante el retraso de mareas (R) y eficiencia de mareas (EM)	129
Tabla 3.9. Resultados de coeficiente de almacenamiento, permeabilidad y transmisividad obtenidos de ensayos de bombeo (B) (IGME e INECO), ensayos granulométricos (G) y mediante la aplicación de las metodologías de retraso (R) y eficiencia de mareas (EM) en varios puntos del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce. Véase ubicación de puntos P-3 y S-1 a S-10 en Fig. 3.61. Los valores resaltados en rojo son aquellos que se han descartado como representativos de la permeabilidad real del acuífero	131
Tabla 3.9. continuación	132
Tabla 3.10. Valores de porosidad eficaz, permeabilidad y transmisividad medias, así como espesor saturado medio, calculados para diferentes acuíferos cuaternarios libres de la costa mediterránea de España	134
Tabla 4.1. Caudal de agua infiltrada ($\text{hm}^3/\text{año}$) en el acuífero cuaternario del bajo Guadalhorce mediante la aplicación de diferentes metodologías. %P = porcentaje de precipitación infiltrada	144
Tabla 4.2. Retornos de riego para cada tipo de cultivo en los límites del modelo del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce	144
Tabla 4.3. Distribución de los bombeos en función del uso al que se destina el agua en el periodo 1997-2017	152
Tabla 4.4. Valores de R^2 entre niveles piezométricos observados y simulados para cada recarga modelizada	157
Tabla 4.5. Componentes de la recarga del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para los años hidrológicos 1989/90 y 1990/91 (ITGE, 1996)	169
Tabla 4.6. Componentes de la descarga del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce para los años hidrológicos 1989/90 y 1990/91 (ITGE, 1996)	170
Tabla 4.7. Resultados anuales modelizados del balance hidrogeológico del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce. Datos en $\text{hm}^3/\text{año}$. PF = potencial fijo; Ra = recarga; A = almacenamiento, B = bombeos; R = ríos	171
Tabla 4.7. Continuación	172
Tabla 4.8. Diferencias anuales entre entradas y salidas (variación de almacenamiento, ΔV)	174
Tabla 4.9. Comparación del balance hidrogeológico previo (ITGE, 1996) con el que se ha llevado a cabo en la presente tesis doctoral en el acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce	174
Tabla 5.1. Nombre, código y superficie de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce	178
Tabla 5.2. Calado de algunas lagunas, con fango incluido	179

Tabla 5.3. Tipificación de la profundidad relativa de las lagunas en función de la avifauna.....	179
Tabla 5.4. Rango de variación entre los valores máximos y mínimos de la cota de lámina de agua y de la conductividad eléctrica de las aguas de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce	196
Tabla 5.5. Lagunas y fechas en las que se han instalado data loggers	197
Tabla 5.6. Valores estadísticos (número de medidas/muestras, n; mínimo, mín; máximo, máx; media, med; CV, coeficiente de variación; SD, desviación típica) de los parámetros físico-químicos y de las concentraciones de los componentes químicos mayoritarios de las aguas de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce entre octubre de 2013 y enero de 2019.....	202
Tabla 5.7. Valores medios de conductividad eléctrica registrados en las aguas de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce durante el periodo 2013-2019..	205
Tabla 5.8. Resultados del test de Mann-Kendall efectuado sobre las series de datos de conductividad eléctrica del agua de los humedales de la desembocadura del Guadalhorce. Las celdas resaltadas en verde corresponden a tendencias ascendentes; las rojas, a tendencias descendentes	208
Tabla 5.9. Matriz de correlación estadística correspondiente al ACP efectuado con la información de todas las variables físico-químicas y componentes químicos mayoritarios de las muestras de agua tomadas en el Bajo Guadalhorce en la campaña de abril de 2017	241
Tabla 5.10. Resultado del balance hídrico mensual de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce (en dam ³ /mes), entre octubre de 2013 y septiembre de 2018. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔV) variación de volumen de agua en el humedal; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas -los valores positivos significan aportación hacia el humedal y los negativos indican infiltración desde el humedal-. Véase ampliada en la tabla 4 del Anexo 3	247
Tabla 5.11. Resultado del balance hídrico anual de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce (en dam ³ /año), entre octubre de 2013 y septiembre de 2018. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔV) variación de volumen de agua en el humedal; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas -los valores positivos significan aportación hacia el humedal y los negativos indican infiltración desde el humedal-.....	248
Tabla 5.12. Volumen anual promedio (izquierda) y porcentaje (derecha) de cada componente del balance hidrológico de los humedales de la desembocadura del Guadalhorce entre los años hidrológicos 2013/14 y 2017/18. (P) volumen de entrada por precipitación directa; (Ev) volumen de salida por evaporación; (ΔG) volumen de intercambio neto con las aguas subterráneas	249
Tabla 5.13. Resultados del test de Mann-Kendall en algunos censos de aves efectuados entre 1997 y 2017 en las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce	270



Índice de tablas

Tabla 5.14. Síntesis de las especies vegetales inventariadas en el área de las lagunas de la desembocadura del Guadalhorce antes y después del encauzamiento	271
Tabla 6.1. Resultados de la campaña inicial llevada a cabo el 29/06/2016 en los sistemas hidrológicos del Bajo Guadalhorce. En negrita se resaltan aquellas concentraciones de metales superiores a las permitidas para consumo humano. Véase localización de los puntos en Fig. 6.16	291
Tabla 6.2. Características físico-químicas y microbiológicas del agua de salida de la EDAR del Guadalhorce, tras el tratamiento secundario	297
Tabla 6.2. Aves que han utilizado el humedal experimental.....	305
Tabla 6.3. Evaluación de servicios ecosistémicos y capital natural llevada a cabo en el proyecto de restauración de humedales del Bajo Guadalhorce.....	308